

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Faculté des sciences appliquées

Département de génie chimique

VUE SYSTÉMIQUE DE LA GESTION DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL
APPLICATION À LA GAZÉIFICATION DES DÉCHETS SOLIDES

Thèse de doctorat ès sciences appliquées

Spécialité: génie chimique

Lucie LARAMÉE

Sherbrooke (Québec), CANADA

Avril 1997

RÉSUMÉ

La gestion du risque environnemental demande une approche systémique afin de considérer tous les éléments qui influencent le processus. Comme plusieurs professionnels, les ingénieurs ont une certaine capacité à influencer le bien être des générations actuelles et futures. Leur responsabilité nécessite qu'ils connaissent et maîtrisent les éléments de la gestion du risque environnemental. L'évaluation du risque fait partie de ce processus mais elle est encore très incertaine. Les ingénieurs ont de plus en plus à communiquer ce risque et ils en influencent ainsi l'acceptabilité. Ils doivent apprendre à échanger ces informations par un dialogue, afin de pouvoir soulever et intégrer efficacement les préoccupations de ceux qui sont influencés par leurs projets.

La gestion des résidus est un domaine où l'acceptabilité du risque environnemental qu'ont les citoyens peut différer grandement de l'acceptabilité qu'ont les ingénieurs. Cette étude tente de comprendre ces différences et d'amener des moyens de les intégrer, de façon à rendre la technologie moins risquée et donc plus acceptable socialement. Le rôle principal de l'ingénieur est d'intégrer les éléments d'acceptabilité sociale dans le design et les opérations technologiques, après s'être assuré que l'information relative au risque soit bien maîtrisée par les intervenants.

Une étude de cas centrée sur la gazéification des déchets solides a été réalisée. Elle a comme objectif de connaître les performances environnementales de cette stratégie de gestion et du mode de conditionnement des gaz appliqué, à partir de l'évaluation des caractéristiques des différents effluents. Une évaluation du risque à la santé humaine que ce mode de gestion peut amener après combustion des gaz a été faite à partir d'évaluations des émissions.

REMERCIEMENTS

C'est avec une profonde reconnaissance que je remercie les personnes et organismes suivants qui ont rendu possible cette étude par leur collaboration précieuse.

- ♦ Monsieur Esteban Chornet, professeur titulaire, directeur du Centre de recherches sur les technologies et procédés de conversion (CRTPC) et directeur de cette recherche, pour ses judicieux conseils, son esprit de synthèse, son intégrité scientifique et son dévouement.
- ♦ Monsieur Louis Racine, professeur titulaire, pour ses réflexions judicieuses et constructives ainsi que pour sa capacité à partager ses connaissances.
- ♦ Monsieur Nicolas Abatzoglou, professeur associé, directeur «Énergie et Environnement», Kemestrie Inc., pour ses conseils et son assistance et les membres du CRTPC, particulièrement Messieurs Jacques Bureau, Gilles Phaneuf, Jacques Gagné, Michel Turcotte et Madame Eva Capek-Ménard pour leur support et leur collaboration et Madame Danielle Poirier pour son sourire et ses encouragements.
- ♦ Les membres du projet multidisciplinaire STOPER pour le travail d'équipe qui m'a aidé à mieux saisir l'interdisciplinarité de la gestion du risque environnemental.
- ♦ Le personnel et les étudiants du département de génie chimique pour leurs conseils, leur entraide et l'atmosphère amicale.
- ♦ Le fonds FCAR pour le support financier en tant que bourse.
- ♦ Les membres du jury pour leur dévouement manifeste.
- ♦ Gervais, mon cher époux, pour ses encouragements et son exemple qui m'ont aidée à persévérer, pour sa présence vivifiante et celle de notre merveilleuse Mylène.

TABLE DES MATIÈRES

	page
1.0 INTRODUCTION	1
1.1 Vue systémique de la gestion du risque environnemental	1
1.2 Rôles et responsabilités de l'ingénieur	5
1.3 Application de la gestion du risque environnemental au cas de la gazéification des déchets solides	8
1.4 Situation de la gestion des résidus solides à la Ville de Sherbrooke	9
 2.0 STRATÉGIES DE GESTION DES RÉSIDUS SOLIDES	 13
2.1 Minimisation des résidus	13
2.1.1 Description du concept de minimisation des résidus	13
2.1.2 Aspects techniques de la minimisation des résidus	16
2.1.3 Aspects économiques de la minimisation des résidus	18
2.1.4 Aspects environnementaux de la minimisation des résidus	19
2.1.5 Aspects socioculturels de la minimisation des résidus	20
2.1.6 Aspects législatifs de la minimisation des résidus	21
2.1.7 Principes d'implantation d'un programme de minimisation des résidus	22
2.1.8 Conclusion	22
2.2 Réutilisation des résidus	23
2.2.1 Description du concept de réutilisation des résidus	23
2.2.2 Aspects techniques de la réutilisation des résidus	23
2.2.3 Aspects économiques et environnementaux de la réutilisation des résidus	25
2.2.4 Aspects socioculturels de la réutilisation des résidus	25
2.2.5 Aspects législatifs de la réutilisation des résidus	25
2.2.6 Conclusion	25

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	page
2.3 Recyclage des résidus	27
2.3.1 Description du concept du recyclage des résidus	27
2.3.2 Aspects techniques du recyclage des résidus	27
2.3.3 Aspects économiques du recyclage des résidus	28
2.3.4 Aspects environnementaux du recyclage des résidus	32
2.3.5 Aspects socioculturels du recyclage des résidus	32
2.3.6 Aspects politiques et législatifs du recyclage des résidus	32
2.3.7 Conclusion	32
2.4 Valorisation biologique des résidus	34
2.4.1 Description du concept de la valorisation biologique des résidus	34
2.4.2 Aspects techniques de la valorisation biologique des résidus	34
2.4.3 Aspects économiques de la valorisation biologique des résidus	37
2.4.4 Aspects environnementaux de la valorisation biologique des résidus ..	37
2.4.5 Aspects socioculturels de la valorisation biologique des résidus	40
2.4.6 Aspects législatifs de la valorisation biologique des résidus	40
2.4.7 Conclusion	40
2.5 Valorisation énergétique des résidus	41
2.5.1 Description du concept de la valorisation énergétique des résidus	41
2.5.2 Aspects techniques de la valorisation énergétique des résidus	42
2.5.3 Aspects économiques de la valorisation énergétique des résidus	47
2.5.4 Aspects environnementaux de la valorisation énergétique des résidus ..	47
2.5.5 Aspects socioculturels de la valorisation énergétique des résidus	49
2.5.6 Aspects législatifs de la valorisation énergétique des résidus	49
2.5.7 Conclusion	49

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	page
2.6	Enfouissement des résidus 50
2.6.1	Description du concept de l'enfouissement des résidus 50
2.6.2	Aspects techniques de l'enfouissement des résidus 51
2.6.3	Aspects économiques de l'enfouissement des résidus 53
2.6.4	Aspects environnementaux de l'enfouissement des résidus 54
2.6.5	Aspects socioculturels de l'enfouissement des résidus 56
2.6.6	Aspects législatifs de l'enfouissement des résidus 56
2.6.7	Conclusion 57
2.7	Conclusion de ce chapitre 57
3.0	SITUATION DE LA GAZÉIFICATION DES DÉCHETS SOLIDES 60
3.1	Description du système étudié 62
3.1.1	Description de l'unité pilote de gazéification et du système de conditionnement des gaz 62
3.1.2	Matières premières utilisées 64
3.1.3	Caractérisation des effluents 65
3.2	Résultats de la caractérisation des matières premières et des effluents du gazogène 67
3.3	Étude comparative de la gazéification comme stratégie de gestion des déchets solides 78
3.3.1	Caractérisation des matières premières 79
3.3.2	Caractérisation des émissions gazeuses 80
3.3.3	Caractérisation des cendres volantes 85
3.3.4	Caractérisation des eaux de lavage 87
3.3.5	Efficacité énergétique 88
3.4	Conclusion de ce chapitre 89

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	page
4.0 ÉVALUATION DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL	91
4.1 Introduction et objectifs de cette section	91
4.2 Notion de risque environnemental	95
4.2.1 Risque à la santé humaine	95
4.2.2 Risque écologique	97
4.3 Concentration des contaminants	100
4.3.1 Caractérisation et évaluation des rejets	100
4.3.2 Transport, transfert et transformation des contaminants	101
4.3.3 Surveillance environnementale	105
4.4 Exposition des contaminants	106
4.4.1 Caractérisation de l'exposition aux contaminants	106
4.4.2 Évaluation des effets de l'exposition	107
4.5 Caractérisation du risque	108
4.6 Risques à la santé humaine et aux écosystèmes de la gazéification	110
4.6.1 Matières particulaires	110
4.6.2 Composés organiques	114
4.6.3 Métaux lourds	119
4.7 Conclusion de ce chapitre	122
 5.0 ACCEPTABILITÉ SOCIALE	 124
5.1 Définition et importance de l'acceptabilité sociale	124
5.2 Facteurs d'influence de l'acceptabilité sociale	125
5.2.1 Perception du risque	125
5.2.2 Weltanschauung	130
5.2.3 Valeurs	130
5.2.4 Connaissances	130

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	page
5.3 Principes d'acceptabilité sociale	131
5.3.1 Utilité	131
5.3.2 Équité	131
5.3.3 Droit à l'information	131
5.3.4 Responsabilité inter-générationnelle	133
5.4 Éléments d'acceptabilité de la gazéification des déchets solides	134
5.4.1 Principe d'utilité	134
5.4.2 Principe d'équité	134
5.4.3 Principe de droit à l'information	134
5.4.4 Principe de responsabilité inter-générationnelle	134
5.5 Conclusion de ce chapitre	135
 6.0 PROCESSUS DE PRISE DE DÉCISION	 136
6.1 Modèle STOPER	136
6.2 Processus de prise de décision	138
6.3 Processus d'influence de la décision par la recherche de consensus	142
6.4 Processus d'influence de la décision par la recherche de consensus informé ...	143
6.4.1 Objectifs du consensus informé	144
6.4.2 Avantages du consensus informé	144
6.4.3 Processus et critique de son application à la ville de Sherbrooke	145
6.5 Conclusion de ce chapitre	150
 7.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	 154
 BIBLIOGRAPHIE	 184

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	page
ANNEXE	
A Résultats complémentaires de caractérisation des matières premières	157
B Exemples de calcul	160
C Résultats complémentaires de caractérisation des effluents	164
D Résultats complémentaires de l'échantillonnage des gaz	170
E Spectre d'analyse des gaz de synthèse	174
F Teneur en composés organiques dans les matières premières	176
G Structure chimique des dioxines et furannes	178
H Facteurs d'équivalence de toxicité pour les isomères spécifiques des DDPC DDPC et DFPC	180
I Structure chimique de certains HAP	182

LISTE DES FIGURES

	page
Figure 1.1 Processus de gestion du risque environnemental	3
Figure 1.2 Flux de résidus à la Ville de Sherbrooke	11
Figure 2.1 Cycle de vie des produits	14
Figure 2.2 Techniques de minimisation des résidus	17
Figure 2.3 Techniques de réutilisation des résidus	24
Figure 2.4 Effet du développement du marché sur le prix des matières	31
Figure 2.5 Évolution des prix des matières recyclables	31
Figure 2.6 Processus de développement et d'implantation d'un programme de gestion des résidus	58
Figure 3.1 Différences entre les approches d'incinération et de gazéification	61
Figure 3.2 Système de lavage du gaz synthétique	64
Figure 4.1 Sources, mouvements et conséquences des composés dans l'environnement	92
Figure 5.1 Effet de la perception du risque sur la protection	126
Figure 5.2 Fonction typique du risque / bénéfice	129
Figure 6.1 Vision systémique du processus de prise de décision dans la gestion du risque environnemental	137
Figure E Spectre d'analyse des gaz de synthèse	175
Figure G Structure chimique des dioxines et furannes	179
Figure I Structure chimique de certains HAP	183

LISTE DES TABLEAUX

	page
Tableau 1.1	Composition des résidus selon différentes études 10
Tableau 1.2	Composition du CDD en provenance de la Ville de Sherbrooke 12
Tableau 2.1	Barrières et facteurs de réussite des programmes de minimisation des résidus 21
Tableau 2.2	Situation actuelle du recyclage des résidus 29
Tableau 2.3	Normes de concentration de contaminants dans le compost 39
Tableau 2.4	Capacité calorifique des résidus 43
Tableau 2.5	Caractéristiques des CDD 43
Tableau 2.6	Comparaison des émissions gazeuses et de particules selon le combustible utilisé 47
Tableau 2.7	Comparaison des émissions de métaux selon le combustible utilisé .. 48
Tableau 2.8	Avantages et inconvénients de la valorisation énergétique 50
Tableau 2.9	Concentrations de constituants retrouvés dans le lixiviat des sites d'enfouissement 55
Tableau 2.10	Principaux constituants des biogaz des sites d'enfouissement 56
Tableau 3.1	Composition du combustible dérivé de déchets 65
Tableau 3.2	Conditions d'opération du gazogène 67
Tableau 3.3	Teneur en métaux dans les matières premières 68
Tableau 3.4	Caractéristiques des émissions gazeuses avant et après l'unité de lavage des gaz 69
Tableau 3.5	Composition des gaz de synthèse 69
Tableau 3.6	Gaz toxiques et acides 70
Tableau 3.7	Émission de métaux - cas de la gazéification du CDD 71
Tableau 3.8	Émission de métaux - cas de la gazéification du polyéthylène 71
Tableau 3.9	Teneur en métaux dans les particules 73
Tableau 3.10	Lixiviation des métaux dans les particules retenues par les cyclones . 73

LISTE DES TABLEAUX (suite)

	page
Tableau 3.11	Teneur en métaux dans le sable du lit de fluidisation 73
Tableau 3.12	Lixiviation des métaux dans le sable du lit de fluidisation 74
Tableau 3.13	Concentration de métaux dans les eaux de lavage - essai avec le bois 75
Tableau 3.14	Concentration de métaux dans les eaux de lavage - essai avec le CDD 75
Tableau 3.15	Concentration de métaux dans les eaux de lavage - essai avec le PE 75
Tableau 3.16	Bilan des métaux - gazéification du CDD 77
Tableau 3.17	Bilan des métaux - gazéification du PE 77
Tableau 3.18	Caractéristiques des matières premières 79
Tableau 3.19	Concentration de métaux dans les matières premières 80
Tableau 3.20	Caractéristiques (calculées) des émissions gazeuses après combustion complète du gaz synthétique 81
Tableau 3.21	Caractérisation des émissions gazeuses 81
Tableau 3.22	Normes québécoises d'émission de matières particulières 82
Tableau 3.23	Émission de dioxines et de furannes 83
Tableau 3.24	Émission de métaux 85
Tableau 3.25	Production de cendres volantes 85
Tableau 3.26	Concentration de métaux dans les cendres volantes 86
Tableau 3.27	Contamination du lixiviat des cendres volantes 87
Tableau 3.28	Caractéristiques des eaux rejetées 88
Tableau 3.29	Efficacité énergétique 89
Tableau 4.1	Évaluation des concentrations de particules au sol et de leurs effets .. 113
Tableau 4.2	Classification des HAP par le CIRC et l'EPA 117
Tableau 5.1	Facteurs modifiant la perception du risque 128
Tableau 6.1	Tableau comparatif des recommandations des citoyens et plan de gestion intégré actuel de la Ville de Sherbrooke 151

LISTE DES TABLEAUX (suite)

	page
Tableau A.1	Analyse élémentaire des matières premières 158
Tableau A.2	Taux d'humidité et teneur en cendres des matières premières 158
Tableau A.3	Granulométrie des matières premières 158
Tableau A.4	Composés organiques, COT, pH et conductivité dans le lixiviat des matières premières 159
Tableau A.5	Lixiviation des métaux dans les matières premières 159
Tableau C.1	Analyse élémentaire des cendres 165
Tableau C.2	Taux d'humidité et teneur en cendres des cendres 165
Tableau C.3	Composés organiques, COT, pH et conductivité dans le lixiviat des cendres 165
Tableau C.4	Granulométrie du sable du lit de fluidisation 166
Tableau C.5	Composés organiques, COT, pH et conductivité dans le lixiviat du sable de fluidisation 166
Tableau C.6	pH, conductivité, COT, DCO, composés organiques des eaux du système d'échantillonnage des gaz 167
Tableau C.7	pH, conductivité, COT, DCO, composés organiques des eaux de lavage des gaz - essai avec le bois 168
Tableau C.8	pH, conductivité, COT, DCO, composés organiques des eaux de lavage des gaz - essai avec le CDD 168
Tableau C.9	pH, conductivité, COT, DCO, composés organiques des eaux de lavage des gaz - essai avec le PE 169
Tableau D.1	Paramètres du système d'échantillonnage des gaz 171
Tableau D.2	Données supplémentaires de l'échantillonnage des gaz avant et après lavage des gaz - essai avec le bois 171
Tableau D.3	Données supplémentaires de l'échantillonnage des gaz avant et après lavage des gaz - essai avec le CDD 172
Tableau D.4	Données supplémentaires de l'échantillonnage des gaz avant et après lavage des gaz - essai avec le PE 173

LISTE DES TABLEAUX (suite)

	page
Tableau D.5	Émission de plomb - cas de la gazéification du polyéthylène 173
Tableau F	Teneur en composés organiques dans les matières premières 177
Tableau H	Facteurs d'équivalence de toxicité pour les isomères spécifiques des DDPC et DFPC 181

1.0 INTRODUCTION

1.1 **Vue systémique de la gestion du risque environnemental**

Cette thèse présente une vue systémique de la gestion du risque environnemental appliquée à une technologie de traitement des déchets solides: la gazéification suivie d'un conditionnement simple (via lavage) des gaz. Elle vise à améliorer la gestion du risque environnemental particulièrement dans le domaine de la gestion des résidus. Ceci est requis par la difficulté croissante d'implanter des centres de traitement et de disposition des résidus, par l'évolution des coûts de gestion de ces résidus, par l'épuisement des ressources non renouvelables à partir desquelles ils sont générés, ainsi que par les risques environnementaux que leur disposition ou leur traitement entraînent. Dans l'étude de cas amenée, cette thèse évalue le potentiel de la gazéification, en tant que prétraitement des déchets, à rendre la valorisation énergétique plus acceptable socialement.

La gestion du risque environnemental est en évolution. Plusieurs observent en général une réduction du risque pour la génération actuelle en comparant le nombre de morts. Cette constatation traite des risques à court terme et de l'augmentation de l'espérance de vie. Ce qui en préoccupe plus d'un sont les risques à long terme comme l'effet de la diminution de la couche d'ozone, la réduction du système immunitaire, etc. Les risques à la santé en provenance de l'environnement, d'origine naturelle ou humaine, sont des éléments présents depuis toujours. Avec le développement de la société industrielle moderne, la portion de ces risques en provenance de l'activité humaine a augmenté et s'est modifiée. Initialement, les maladies infectieuses étaient de première importance. Ensuite, les problèmes reliés aux produits chimiques et aux radiations ont été reconnus principalement dans les situations professionnelles où l'exposition était particulièrement intense et soutenue. À présent, les préoccupations de santé publique s'étendent au potentiel de telles expositions dans toutes les phases de l'activité humaine, professionnelle et non professionnelle. Cette préoccupation est passée de maladies aiguës observées promptement après une exposition à des doses relativement élevées, à une préoccupation d'effets à la santé différés résultant de plus faibles doses.

La complexité de cette nouvelle situation demande que la gestion du risque environnemental vise le développement durable, i.e. « qui peut répondre aux besoins actuels de la société sans pour cela compromettre l'aptitude des générations futures d'en faire autant »

(Brundtland, 1987). Cet objectif est partagé mais les actions à poser pour le rencontrer ne font pas consensus. Pour mieux saisir ces difficultés, définissons ce qu'est le risque environnemental. En fait, le risque est défini comme « un danger éventuel plus ou moins prévisible » [Le Petit Robert, 1993] qui fait partie intrinsèque de la vie. Le risque environnemental peut être défini comme un danger éventuel plus ou moins prévisible de porter atteinte plus particulièrement à un élément de l'écosystème; ce risque varie selon le taux d'occurrence et la gravité du dommage direct ou indirect.

La gestion du risque environnemental est vue ici comme le cadre où se définit un mode d'administration des actions qui minimisent les pertes possibles pour l'environnement. Les difficultés surviennent lors de l'évaluation de ces pertes environnementales puisque nous ne partageons pas les références et les priorités pour l'action. L'analyse du processus de gestion du risque environnemental permet de connaître les conditions de développement et d'implantation d'un plan de gestion des résidus et de comprendre comment doivent interagir les actions à développer pour optimiser l'acceptabilité d'un tel plan.

Le processus de gestion du risque environnemental est illustré à la figure 1.1. On y observe, comme le soulignait le rapport Robens dès 1972, que la gestion du « risque sort du seul univers technique et pose de redoutables défis économiques, socio-politiques et culturels » [LAGADEC, 1989]. En plus des éléments techniques, la gestion du risque environnemental doit considérer les éléments de communication, perception, acceptabilité et engagement qui sont inter-reliés. Elle doit comprendre des éléments de rétroaction comme la révision de la situation et la vérification de la gestion. Les ingénieurs sont particulièrement bien préparés pour faire face au défi d'une saine gestion du risque environnemental avec leur formation technique, à laquelle doit être intégrée une vue interdisciplinaire du processus de prise de décision.

La solution au processus de gestion du risque environnemental repose plus particulièrement sur une responsabilisation de chacun envers les générations futures qui vivront dans l'environnement préparé aujourd'hui. Elle doit amener l'humain à guider son action individuelle, collective et corporative par une vision à long terme des effets sur l'environnement de ses actions actuelles. Cette préoccupation est d'ailleurs exprimée clairement dans la politique américaine d'environnement qui demande à chaque génération d'assumer ses responsabilités en tant que mandataire des générations futures [CORBITT, 1989]. Mais dans la gestion du risque

environnemental, le décideur se bute à l'incertitude des données scientifiques et aux interprétations parfois conflictuelles des experts, ainsi qu'à la perception très variée du risque qu'ont, par exemple, les citoyens, les experts et les décideurs [GRIMA, 1989]. Ce processus est d'autant plus incomplet qu'il évite de déterminer pour qui le risque doit être acceptable.

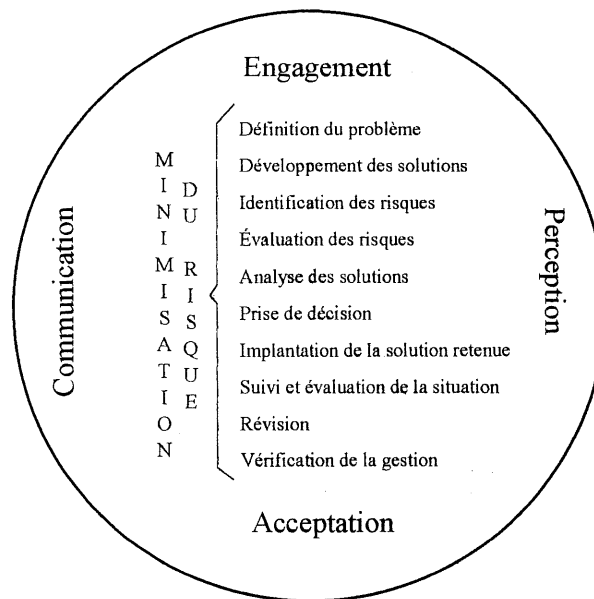


Figure 1.1 Processus de gestion du risque environnemental

Le processus débute dès la définition du problème qui est souvent remise en cause, tout comme les solutions développées et les risques identifiés. Ensuite, l'évaluation du risque permet de prioriser les actions à entreprendre et de s'assurer que la solution de rechange anticipée n'augmentera pas ce risque. L'évaluation doit donc couvrir les trois médias d'émission (eau, air, sol). Les nombreuses interactions mal connues entre les composés libérés dans l'environnement par l'activité humaine et les éléments de l'écosystème augmentent l'incertitude inhérente à l'évaluation de ce risque. Le manque de connaissances sur les effets à long terme sur la santé de l'humain et de l'écosystème des composés émis et de leur combinaison, entraîne souvent des divergences importantes dans l'évaluation du risque d'un expert à l'autre. Aussi, cette vision extérieure du risque de l'expert diffère grandement de la vision de l'individu potentiellement exposé personnellement au dommage anticipé. Cette différence de vue entraîne des divergences dans l'analyse des solutions. C'est pourquoi le processus de prise de décision doit permettre de

connaître les préoccupations de chacun et d'y répondre. Ceci permet de réduire les conflits et de faciliter l'implantation de la solution retenue ainsi que le suivi et l'évaluation de la situation. Viennent ensuite les étapes de révision et de vérification de la gestion pour s'assurer de l'efficacité de la solution retenue à résoudre le problème identifié initialement.

L'incertitude liée à l'évaluation du risque environnemental entraîne d'importantes divergences de position et rend difficile cette communication du risque. L'objectif de la communication du risque doit être d'informer le public de façon à ce que son opinion et ses préoccupations soient réfléchies et qu'il acquière les outils nécessaires à la recherche de solutions. La façon personnelle de s'informer d'un risque environnemental qu'entraîne la génération d'un déchet, de recevoir et d'interpréter les informations reçues, modélise la perception du risque. C'est sur la base de cette perception que l'on détermine l'acceptabilité du risque relativement aux bénéfices obtenus et que l'on s'engage à réduire ce risque. Le fait de mieux comprendre les fondements de la perception et de l'acceptabilité du risque et de parvenir à considérer ces éléments lors de l'élaboration d'un programme de gestion des déchets peut augmenter l'applicabilité d'un tel programme et l'engagement des intervenants. Dans l'élaboration d'un programme de gestion des déchets, la perception, l'acceptabilité du risque et le niveau de responsabilité admis influencent l'engagement à agir et la priorisation des actions. La mise en commun et la discussion du risque perçu par différentes personnes informées sur le sujet est une façon de mieux définir le risque et ainsi d'optimiser l'énergie mise à sa minimisation. Ce partage des points de vue permet également d'augmenter la responsabilisation des intervenants devant ce défi. En fait, dans certaines situations, on observe des personnes qui n'acceptent pas un risque donné mais qui ne prennent aucun engagement à réagir pour modifier l'activité en cause. La responsabilisation, la motivation et l'engagement conduisant à l'action sont essentielles à la mise en oeuvre d'un programme de minimisation du risque. Ces éléments ne peuvent être présents sans l'assurance d'une certaine influence du processus de prise de décision.

La décision permettant l'implantation d'un programme de gestion des déchets revient évidemment aux décideurs. Mais comme l'action est souvent effectuée par d'autres intervenants et qu'une action est généralement entreprise dans le but d'en tirer un bénéfice, il importe qu'un partenariat entre le décideur et les intervenants soit établi pour motiver l'action. Le défi de la gestion des déchets est donc de faire émerger ce partenariat pour assurer l'engagement de chacun

à la recherche et à l'application de solutions concrètes et efficaces. Ce partenariat amène une énergie à défendre et non à combattre la décision et permet aux intervenants de s'approprier la décision. Mais cette possibilité de partenariat ne peut être réalisée que par des individus qui ont une bonne compréhension de la problématique, qui ont du leadership ainsi que de l'énergie à y investir. Il ne peut se faire sans un dialogue ouvert des préoccupations de chacun. Une section ultérieure proposera un processus de prise de décision.

Cette réflexion s'est réalisée via le groupe de recherche STOPER (STatégies d'OPTimisation d'Écosystèmes Régionaux) de l'Université de Sherbrooke. Ce groupe de recherche vise à intégrer les aspects technologiques, environnementaux, socio-culturels, politiques et économiques dans l'élaboration d'un outil d'aide à la décision dans la gestion des déchets. Cet outil se base sur l'interaction entre l'activité humaine, la génération des déchets, l'altération du milieu, le processus de communication, la perception du risque et la réaction qui modifie cette activité humaine [CHORNET et coll., 1994].

L'étude réalisée pour mieux saisir la portée de la gestion du risque environnemental traite principalement des éléments suivants:

1. étude des stratégies de gestion des résidus;
2. analyse du risque environnemental;
3. facteurs d'influence et principes de l'acceptabilité sociale;
4. application au cas de la gazéification des déchets solides;
5. analyse du processus de prise de décision.

Seront abordés dans les trois sous-sections suivantes les rôles et responsabilités des ingénieurs dans cette gestion du risque environnemental, une brève description de l'application au cas de la gazéification ainsi qu'une revue de la situation de la gestion des résidus à la ville de Sherbrooke qui servira de référence.

1.2 Rôles et responsabilités de l'ingénieur

Les ingénieurs ont, par la nature de leur profession, et comme plusieurs autres professionnels, une importante capacité à affecter le bien être des générations actuelles et futures. Les solutions que les ingénieurs amènent à un problème défini peuvent avoir des impacts environnementaux considérables. Cette capacité d'affecter l'environnement doit se traduire en

une responsabilité correspondante. Trop d'ingénieurs ont la mentalité de cette non responsabilité. Dans un article du Plan, la revue du génie québécois, est rapporté la philosophie de plusieurs ingénieurs face à l'avenir, qui pensent que « ce sont surtout les décideurs ou les propriétaires d'un projet qui sont responsables des conséquences sociales. L'ingénieur essaie le plus souvent de s'arranger avec son budget et ses délais » [PAPINEAU, 1996]. Mais comme le dit si bien Albert Jacquard, « un ingénieur a le devoir de poser la question de la finalité de sa technique. Si la finalité directe est antihumaine, il doit s'y opposer » [MORAZAIN, 1996 a]. Selon Ursula Franklin, professeur titulaire en métallurgie et en génie des matériaux à l'Université de Toronto, « les impacts sociaux dépendent souvent de la façon dont une technologie est conçue. Les ingénieurs doivent s'inquiéter des impacts éventuels et modifier leur design en conséquence » [MORAZAIN, 1996 b]. En fait, les principes de développement durable étendent la responsabilité professionnelle dans le futur, aussi loin que les influences des solutions techniques appliquées peuvent être anticipées. L'accroissement des connaissances sur les effets environnementaux des actions des ingénieurs et la nouvelle préoccupation des changements globaux anticipés rendent plus difficile la gestion du risque environnemental. Par leur connaissance et leur expérience, les ingénieurs sont dans une position exceptionnelle pour estimer les impacts globaux reliés aux technologies qu'ils conçoivent et appliquent. Dans l'évaluation du risque, l'approche réductionniste doit faire face à une vision systémique. Dans la gestion du risque environnemental, le processus de prise de décision doit refléter le fait que nous vivons dans une biosphère composée d'éléments interdépendants où les activités cumulatives entreprises aujourd'hui peuvent avoir des conséquences sévères pour le futur. Les ingénieurs doivent comprendre les risques environnementaux et agir pour leur minimisation à long terme et non plus pour leur transfert d'un médium à un autre.

L'étude de HARRISON [1992] sur la gestion de projet décrit comment s'accélère le taux de changements dans l'industrie et comment le processus de prise de décision dans les projets d'ingénierie sont contraints par de courts délais d'exécution et par des objectifs de performance plus exigeants. Ces contraintes, doivent inclure des critères de performance environnemental et d'acceptabilité sociale. En fait, l'étude de MARTIN et SCHINZINGER [1983] sur l'éthique en ingénierie rappelle que la bonne pratique en ingénierie a toujours été concernée par la sécurité, mais l'augmentation de l'influence de la technologie a entraîné un accroissement des

préoccupations du public au sujet du risque technologique. Pour répondre à ces préoccupations grandissantes, les ingénieurs doivent comprendre le langage des autres intervenants et être en mesure d'intégrer ces préoccupations dans leurs projets. Le curriculum du génie chimique ne couvre pas explicitement les impacts des procédés et des produits. Les ingénieurs doivent trouver des façons d'améliorer ces connaissances dans l'objectif de la prévention de la pollution. Ils doivent tout au moins devenir familiers avec le langage de l'écologie. Par la force des choses, les ingénieurs doivent introduire les préoccupations environnementales dans la planification de leur projet avant que les plans deviennent précis. HARRISON [1992] affirme que pour une bonne gestion de projets, le gestionnaire doit être en mesure de bien définir les enjeux et voir les déviations aux objectifs initiaux, de prendre action de façon à conserver l'efficacité et atteindre ses objectifs. Dans la gestion du risque environnemental, les ingénieurs, avec les autres partenaires, participent à établir des objectifs précis de risques environnementaux fondés, évaluer les déviations et trouver des solutions à long terme. Aussi, les ingénieurs assurent souvent le suivi de la surveillance environnementale. Ils doivent comprendre ce qu'ils font et pourquoi, être en mesure de constater les dérogations aux objectifs, savoir pourquoi et quoi faire pour y remédier rapidement.

Pour des ingénieurs et à partir de leurs connaissances particulières, l'acceptabilité d'un projet donné peut varier considérablement de celle du public. Par exemple, les ingénieurs, et les chargés de projet en général, ont tendance à mettre plus d'importance sur la rentabilité financière que la plupart des citoyens, tout en plaçant moins d'emphasis sur la sécurité à long terme; ils sont souvent optimistes tant qu'à l'habileté de trouver des solutions de rechange pour la perte de ressources et les problèmes de pollution [MARTIN et SCHINZINGER, 1983]. Les ingénieurs doivent être conscients de ces différences. Ils ont une responsabilité professionnelle de s'assurer que leur projet pourra atteindre l'acceptabilité sociale. Ils doivent participer de façon proactive au processus de prise de décision et communiquer efficacement leur connaissance sur l'évaluation du risque. En fait, un nombre croissant d'ingénieurs sont appelés à communiquer le risque environnemental, à l'intérieur et à l'extérieur de leurs organisations. Par exemple, le «European Eco Management and Auditing Scheme» demande aux organisations certifiées d'émettre des rapports environnementaux publics [FOUHY, 1996]. Avec l'accroissement des préoccupations du public en ce qui a trait à l'augmentation du risque environnemental, une

bonne discussion doit être assurée. Comme la communication du risque influence la perception, les ingénieurs doivent écouter des préoccupations des autres intervenants et les prendre en considérations. Ils doivent s'assurer que leurs auditoires saisissent tous les enjeux du projet.

L'expérience de COSINUK [1994] dans la gestion de projets l'amène à déclarer qu'une contrainte majeure dans l'amélioration de la productivité et de la qualité à l'intérieur de céduliers serrés est reliée à une compréhension limitée des interdépendances entre la conception, l'approvisionnement, les opérations, l'entretien et la construction. Dans la gestion du risque environnemental, les interdépendances que l'ingénieur doit comprendre s'étendent très certainement de l'évaluation à la minimisation du risque et à son acceptabilité sociale.

1.3 Application de la gestion du risque environnemental au cas de la gazéification des déchets solides

Une façon de gérer une partie des solides qui ne peuvent être minimisés, réutilisés, ou recyclés, est d'en faire la valorisation énergétique. Un procédé potentiel est la gazéification. La valorisation énergétique permet de récupérer de l'énergie contenue dans les déchets qui n'ont d'autres utilités. Dans le cas de la gazéification (ou oxydation partielle), les déchets sont préparés, introduits dans un réacteur où ils sont mis en contact avec une source d'oxygène (normalement de l'air). Se produit alors une conversion qui génère un gaz ayant une valeur énergétique. Le gaz est ensuite purifié et utilisé soit pour la synthèse chimique ou transformé en électricité, en vapeur ou en chaleur (ainsi que leur combinaison). Le but principal de l'approche de gazéification est d'atteindre un rendement énergétique supérieur à celui d'une simple combustion (ou incinération) et de réduire les risques inhérents.

L'objectif général de la présente étude vise à mieux saisir les performances de la gazéification et d'un système possible de conditionnement des gaz. Ceci est fait selon une approche systémique de la gestion des résidus solides incorporant les interactions entre la technologie, les impacts sur l'environnement et l'acceptabilité sociale, dans le but d'aider les décideurs à choisir et implanter les solutions optimales. La méthodologie suivie a été la suivante:

- ♦ Analyse des stratégies technologiques de gestion des déchets solides.
- ♦ Identification des éléments de gestion du risque environnemental.
- ♦ Étude des méthodes d'évaluation du risque environnemental.

- ♦ Revue de la réglementation en ce qui a trait à la gestion des déchets.
- ♦ Étude des facteurs d'influence et des principes de l'acceptabilité sociale du risque.
- ♦ Analyse d'un cas spécifique de gestion des déchets solides: la gazéification comme étape dans le processus de valorisation énergétique.
- ♦ Incorporation de la synthèse des travaux dans un modèle d'aide à la décision.

1.4 **Situation de la gestion des résidus solides à la ville de Sherbrooke**

Cette étude des stratégies de gestion des résidus solides référera à la situation actuelle de la Ville de Sherbrooke. Cette ville a été choisie par sa proximité, sa grandeur qui correspond à plusieurs villes du Québec et d'ailleurs ainsi que par sa représentativité légendaire des décisions prises dans l'ensemble du Québec. Cette ville a de plus fait l'objet, par l'équipe de recherche STOPER, d'un projet de réalisation d'un processus de consensus informé qui sera discuté sous la section traitant du processus de prise de décision. La Ville de Sherbrooke peut donc être considérée comme une ville prototype pour effectuer une analyse et synthèse de la gestion des résidus.

L'objectif de la présente section est de connaître la situation de génération et de gestion des résidus dans cette municipalité, de façon à mieux interpréter les interactions entre la technologie, les impacts environnementaux et l'acceptabilité sociale de la gestion des résidus et de leur gazéification comme étape dans le processus de valorisation énergétique. Cette étude de cas permet de déterminer plus facilement les éléments du processus de prise de décision qui permettent d'optimiser la gestion de ces ressources.

Il est difficile de déterminer très exactement la composition des résidus générés dans une région. Une étude a été effectuée au Québec par la firme de génie ROCHE et coll. [1985] portant sur les déchets domestiques et commerciaux. Une étude réalisée à Sherbrooke même, par SERRENER CONSULTATION INC. [1991], porte sur les déchets industriels et commerciaux. Le tableau 1.1 présente une comparaison des résultats obtenus, ainsi qu'une référence canadienne [ENVIRONMENTAL COUNCIL OF ALBERTA, 1994] et américaine [GLYSSON, 1989] pour fin de comparaison.

Notons que les résidus domestiques représentent les ordures ménagères courantes, les déchets encombrants ainsi que les déchets domestiques dangereux (DDD) s'il y a lieu. Les

résidus institutionnels sont produits par les édifices publics (écoles, universités), gouvernementaux, et para-gouvernementaux (municipal, provincial, fédéral). Les résidus commerciaux sont issus d'activités de bureau à caractère commercial des petits et grands commerces. Les résidus industriels couvrent les résidus non dangereux des activités de production de divers types d'industries. L'acronyme ICI regroupe les déchets Institutionnels, Commerciaux et Industriels.

Une différence maximale d'environ 10 % est notée, principalement au niveau du papier / carton, tant entre les études traitant des résidus commerciaux et domestiques. Les études disponibles sont donc représentatives en considérant les importantes variations des résidus générés, selon la saison par exemple. Les données retenues sont celles de l'étude albertaine par son envergure et sa justesse en comparaison avec les résultats régionaux.

TABLEAU 1.1 COMPOSITION DES RÉSIDUS SELON DIFFÉRENTES ÉTUDES (%)

Matière	ROCHE [1985]		SERRENER [1991]		Env. Council of Alberta [1994]		GLYSSON [1989]
	Dom.	Com.	Ind.	Com.	Dom.	ICI	Dom.
Papier / Carton	28	47	30	38	37	41	42
Verre	11	6	1	2	7	4	inclus dans autres
Plastiques	10	7	17	10	5	8	4
Métaux	7	9	12	8	6	4	11
Matière putrescible	29	23	5	18	29	13	18
Bois	2	2	6	9	4	11	4
Autres	13	6	29	15	12	19	21

Actuellement, environ 90 % des résidus générés au Québec sont enfouis dans un lieu d'enfouissement sanitaire (LES). La figure 1.2 présente la situation actuelle du flux des résidus à la Ville de Sherbrooke estimé à partir de l'étude albertaine selon la population présente à Sherbrooke et les modes de gestion connus (voir DE CONINCK et coll., 1996). Naturellement, cette image ne peut représenter les efforts de minimisation ou de réutilisation des résidus appliqués aux différents niveaux de génération. Environ 81 % des résidus générés à Sherbrooke sont enfouis au LES de la municipalité, qui dessert en fait 113 000 personnes réparties dans 6 municipalités de la région. La Ville offre de plus le service de collecte sélective à l'ensemble de

son territoire depuis avril 1991. Les habitations unifamiliales ont des bacs de récupération, tandis que les logements multifamiliaux de plus de 6 logements utilisent des sacs réemployables de récupération. L'efficacité du service est de 111 kg/foyer à chaque année pour la collecte en bordure de rue et de 43 pour les dépôts volontaires; environ le même nombre de personnes sont desservies par l'un ou l'autre des modes de collecte. Notons que dans le futur, la Ville prévoit l'aménagement de ressourceries et de déchetteries ainsi que la mise en place d'un Centre de transfert des DDD.

De plus, une analyse des comportements écologiques des ménages en Estrie / Montérégie a été effectuée au sein de l'équipe STOPER. Les résultats présentés par DUFOUR et GIGUÈRE [1996] montrent que dans l'ensemble de l'Estrie / Montérégie, le service de collecte sélective est offert à environ 60 % de la population, service utilisé par environ 83 % de cette population. D'une part, le service a donc encore besoin d'être étendu et la participation, encouragée et promue. D'autre part, on observe que les résidents font déjà un certain effort pour mieux gérer ces ressources et qu'ils en attendent au moins autant de la part des ICI et des entrepreneurs en construction.

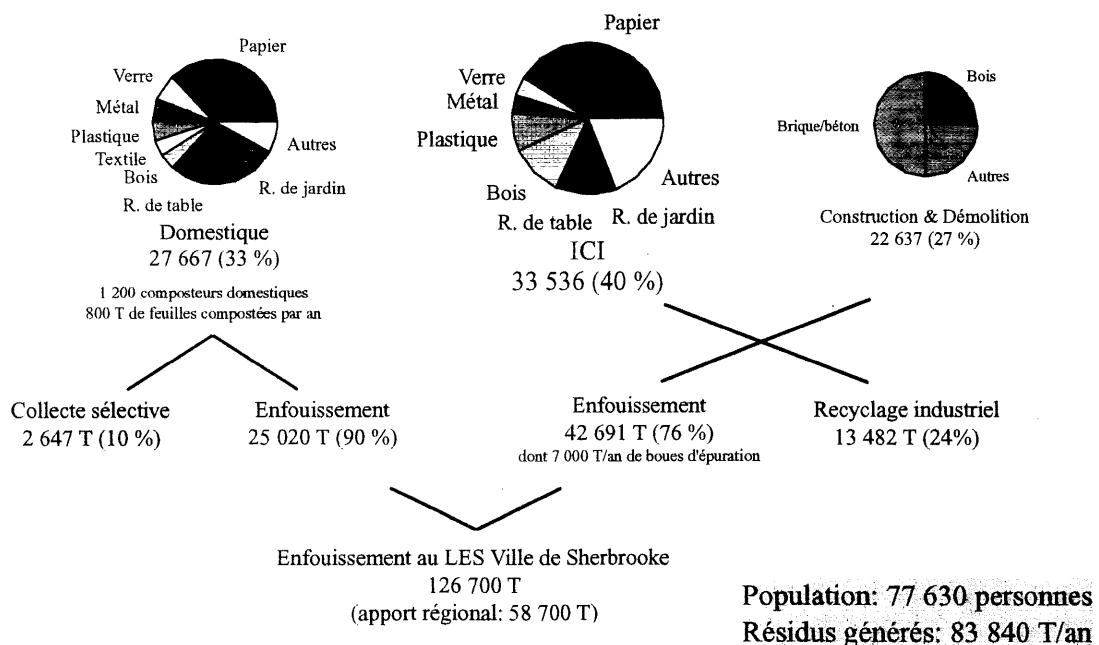


Figure 1.2 Flux de résidus à la Ville de Sherbrooke (T/an)

L'analyse des performances de la gazéification demande de déterminer la composition des résidus combustibles nommés «Combustible Dérivé des Déchets (CDD)». L'estimation des résidus domestiques et en provenance des ICI pour la Ville de Sherbrooke, et qui sont enfouis, permet d'estimer la composition typique du CDD tel que présentée au tableau 1.2, en considérant le taux de recyclage des trois composantes égal au taux de recyclage de la source. Notons que les résidus de bois des activités de construction et démolition n'ont pas été inclus dans cette estimation; ces volumes sont plus concentrés et donc plus facilement minimisés ou réutilisés et ils ne devraient pas être utilisés sous cette forme de valorisation. Notons que la quantité de CDD disponible annuellement se chiffre à environ 27 000 T/an. Une autre donnée importante pour cette étude est la nature du plastique que l'on retrouve dans les résidus. L'étude de GLYSSON [1989] sur les déchets américains montre que le plastique des résidus domestiques est composé à 75 % de polyoléfines (incluant les polyéthylènes et polypropylènes), à 15 % de polymères styrène et à 10 % de chlorure de polyvinyle (PVC).

TABLEAU 1.2 COMPOSITION DU CDD EN PROVENANCE DE LA VILLE DE SHERBROOKE

Matière	Domestique		ICI		Résidus enfouis	
	Total	Recyclé	Total	Recyclé	(T/an)	%
Papier / carton	10 237	1 024	13 750	3 300	19 663	74
Plastique	1 383	138	2 683	644	3 284	12
Bois	1 107	111	3 689	885	3 800	14

2.0 STRATÉGIES DE GESTION DES RÉSIDUS

Nous observons actuellement certaines difficultés qui limitent une gestion adéquate des résidus générés lors des activités de production et de consommation, que se soit en provenance des secteurs résidentiels, commerciaux, industriels ou institutionnels. Une des raisons de cette non optimisation de l'utilisation de ces ressources est le manque de connaissance des stratégies de gestion des résidus. La présente section permet de mieux connaître les principes de ces stratégies pour ainsi en comprendre les possibilités et les limites d'application. Seront couverts les stratégies de minimisation des résidus, de détournement des résidus de l'élimination (réutilisation, recyclage, valorisation) et l'enfouissement.

Une façon d'aborder les stratégies de gestion des résidus est de considérer le cycle de vie des produits. La figure 2.1 représente ce cycle de vie des produits, ainsi qu'une vue d'ensemble des stratégies de gestion des résidus. Les stratégies de gestion des résidus seront revues dans cette section sous les aspects techniques, économiques, environnementaux, socioculturels et législatifs. L'objectif demeure de réduire la quantité de déchets enfouis, stratégie qui reçoit, par exemple, encore 81 % des résidus générés à la Ville de Sherbrooke. Notons que les résidus radioactifs et les sols contaminés ne seront pas couverts dans cette étude.

2.1 Minimisation des résidus

2.1.1 Description du concept de minimisation des résidus

Les résidus proviennent d'une non utilisation du matériau, d'une non réaction, ou de réactions secondaires indésirables. Les résidus sont en fait des ressources qui ne sont pas au bon endroit, le résultat de l'inefficacité des procédés ou des opérations. La gestion traditionnelle des matières résultant de cette inefficacité est le contrôle en bout de tuyau qui nécessite temps, main d'oeuvre, énergie, autres matières et entraîne des coûts d'immobilisation et d'opération. Ce mode de contrôle a souvent comme résultat le transfert d'une matière ou d'un contaminant d'un média à un autre, sans solution à long terme. La minimisation des résidus est une stratégie de gestion qui permet une meilleure utilisation des ressources. Les opportunités d'application de cette stratégie reposent sur une vision systémique de la situation et des avantages anticipés. Ainsi, la minimisation des résidus est applicable lorsque l'analyse coûts / bénéfices des éléments économiques, environnementaux, sociaux et politiques à court et long terme est favorable. Dans

ces conditions, tous sont d'accord avec l'importance à accorder aux activités de minimisation des résidus, mais peu de réalisations concrètes sont disponibles à ce jour. La présente section identifiera certaines raisons de ce fait et amènera des outils utiles pour changer cette situation.

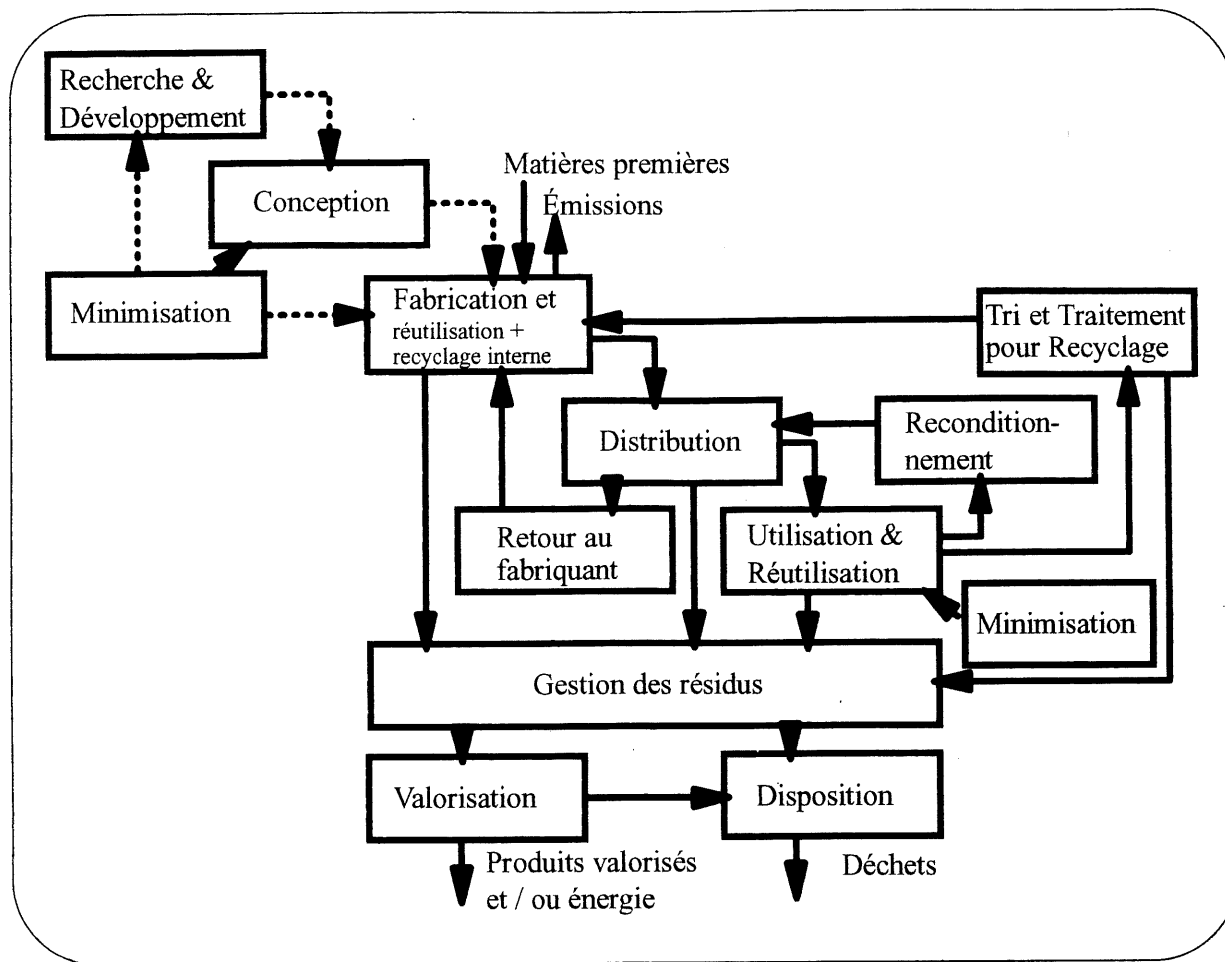


Figure 2.1 Cycle de vie des produits

Notons que le terme minimisation est utilisé ici et non le terme réduction souvent rencontré. Les verbes réduire et minimiser ont sensiblement la même signification, soit celle de ramener un élément à une quantité plus faible. Le CSE [1993] définit ainsi le concept de réduction: « La réduction est une restriction à la source du volume et du poids des déchets. Elle peut être le fait d'industries ou de commerces par l'adoption de procédés plus efficaces, ou des ménages par la diminution d'achat, achat en vrac, allongement de la durée de vie des produits, réduction des emballages, ...». Le terme minimisation est privilégié ici par sa référence au minimum, à la limite inférieure qu'une quantité variable peut atteindre. En fait, la minimisation

n'a pas comme seul objectif celui de réduire la quantité de résidus générés, mais bien de la réduire au minimum possible selon les critères établis (économiques, environnementaux, sociaux, politiques, etc.).

Les activités de minimisation des résidus portent souvent sur les déchets dangereux industriels dans les lieux de production; elles sont principalement spécifiques à l'industrie et aux procédés. Relativement peu d'efforts sont mis à réduire les résidus domestiques et le consommateur a souvent peu d'alternatives en ce sens. D'une part, une plus grande intégration de cette stratégie de gestion des résidus à l'intérieur des entreprises parviendra ultérieurement à offrir au consommateur des produits plus adaptés à ses attentes environnementales, en plus de promouvoir une nouvelle attitude face aux ressources. D'autre part, les demandes soutenues des consommateurs amèneront les producteurs à fournir des produits mieux adaptés à cette préoccupation.

Les incitatifs principaux qui conduisent à la minimisation des résidus sont nombreux et peuvent être résumés ainsi:

1. respect des lois et règlements en vigueur et à venir; réduction de la responsabilité environnementale potentielle;
2. coûts réels et économies associés à une meilleure utilisation des ressources, au traitement et à la gestion des résidus;
3. politique corporative ou publique incluant des objectifs chiffrés de réduction;
4. exigences des clients en matière de gestion de l'environnement;
5. amélioration de la position environnementale de la compagnie et du milieu social;
6. diminution des risques environnementaux à court et long terme;
7. augmentation du support du public et des clients;
8. établissement d'un partenariat entre les intervenants pour accroître l'efficacité des opérations;
9. augmentation de l'acceptabilité du risque résiduel par la réduction continuelle du risque.

Il est déjà clair que la minimisation des résidus demande une approche systémique. Elle requiert dès le début une évaluation globale des coûts / bénéfices et non sous un seul média ou à l'éclairage d'une seule discipline. Elle fait intervenir l'ingénierie, la chimie, la biologie, la

médecine, l'écologie, la physique, les mathématiques, les statistiques, l'économie, le marketing, le droit, la psychologie et la sociologie.

En fait, les solutions qui minimisent la génération de résidus sont souvent relativement faciles et peu coûteuses. Cependant, elles demandent un changement d'attitude face aux ressources, une prise de conscience des effets des résidus sur l'économie et sur l'environnement, une priorisation des actions selon les risques à la santé et aux écosystèmes et surtout, une motivation des intervenants à s'engager dans une modification des façons de faire. En fait, HIGGINS [1991] montre clairement que plusieurs programmes de minimisation des déchets échouent non seulement par des facteurs techniques, mais aussi par des facteurs institutionnels et de motivation des intervenants.

La minimisation des résidus amène une nouvelle gestion de l'environnement. Elle résulte de la gestion environnementale des ressources basée sur l'analyse de cycle de vie des produits. Les considérations environnementales deviennent partie intégrante des considérations quotidiennes.

La minimisation des résidus se fait principalement aux étapes de recherche et de développement, de conception et de fabrication des produits (voir figure 2.1). Son application demande d'intégrer les méthodes d'opération, les processus de gestion et les principes d'ingénierie. Surtout, elle considère et intègre les préoccupations de durée de vie d'un produit tôt pendant sa conception et tout au long du cycle de vie. La minimisation des résidus se fait également lors de l'étape de l'utilisation où le consommateur choisit le produit qui génère le moins de résidus et utilise ce produit de façon à augmenter sa durée de vie.

2.1.2 Aspects techniques de la minimisation des résidus

La minimisation des résidus demande une grande compréhension du procédé et des sources de résidus. La figure 2.2 présente un schéma des techniques de minimisation des résidus à la source, basé sur le schéma de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA). Les solutions amenées par cette approche sont souvent de faible niveau de difficulté technique, mais demandent un engagement des personnes touchées par les modifications proposées.

Les critères techniques à retenir pour l'application d'une solution de minimisation des résidus se résument ainsi:

- ♦ potentiel de minimisation des résidus et non la création d'un autre problème;

- ♦ applicabilité, fiabilité et simplicité du processus;
- ♦ santé et sécurité des travailleurs;
- ♦ opérations et entretien requis;
- ♦ adaptation des équipements aux conditions locales;
- ♦ facilité et impact sur la production pendant l'implantation et la mise en marche;
- ♦ maintien ou augmentation de la qualité du produit;

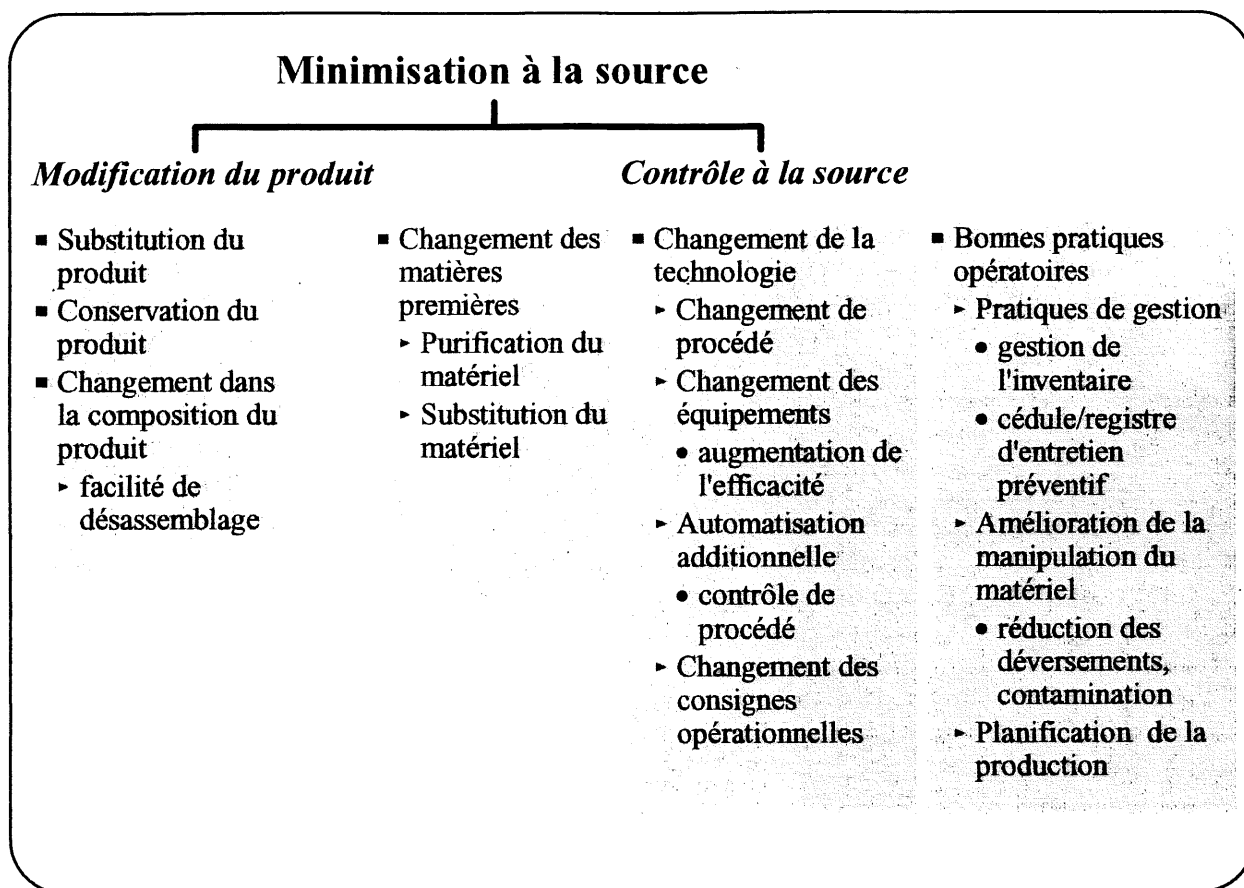


Figure 2.2 Techniques de minimisation des résidus

Un outil utile dans la planification de la minimisation des résidus est la simulation du procédé. Par exemple, la prédiction de la formation de sous-produits permet de voir l'effet de fluctuations mineures dans les conditions d'opération ou la composition de la matière première. Ces fluctuations peuvent amener de faibles quantités de résidus mais qui s'accumulent dans les boucles de recirculation.

La gestion de l'inventaire peut être une étape importante dans la génération des résidus pour différentes causes: présence de matières périmées, hors spécifications, contaminées ou en surplus, ainsi que les déversements ou les bris de produits. L'implantation d'une procédure d'achat peut réduire les résidus générés en réduisant les risques de déversements et autres situations d'urgence. Une telle procédure peut comprendre les éléments suivants:

- ♦ formation du personnel des achats;
- ♦ vérification de l'inventaire des autres départements avant achat;
- ♦ vérification de la quantité requise et la commande de cette quantité uniquement;
- ♦ vérification de la présence de contaminants dangereux et de la disponibilité de matériaux alternatifs;
- ♦ vérification de la matière à l'arrivée;
- ♦ contrôle de l'entreposage (réduction des risques de contamination ou de déversement);
- ♦ gestion des surplus d'inventaire (utilisation interne, retour au fournisseur, mise en place d'un réseau d'utilisation hors site).

Ces procédures demandent peu d'investissement, mais reposent sur un engagement des personnes impliquées à rechercher, utiliser et promouvoir des méthodes de travail plus efficaces.

2.1.3 Aspects économiques de la minimisation des résidus

Un incitatif important pour amener chaque département à développer, promouvoir et implanter un programme de minimisation des résidus est certainement une réduction des coûts. Une facturation des frais de gestion des résidus aux lieux de génération et non dans un budget global de l'entreprise aide les dirigeants à percevoir les opportunités de minimisation. Ces frais doivent couvrir l'ensemble des frais de gestion. Ceci s'applique également aux citoyens qui voient ainsi un incitatif important à la minimisation.

L'implantation d'un programme de minimisation des résidus doit permettre une évaluation juste des bénéfices économiques de chaque action possible. Cette évaluation se fait principalement au niveau de la fabrication (référence à la figure 2.1) mais doit également couvrir les étapes de distribution, réutilisation, recyclage et gestion des résidus. La minimisation des résidus permet une importante réduction des coûts suivants:

- ♦ matières premières requises, coûts de réutilisation, recyclage ou valorisation;
- ♦ traitement des résidus (capital, opération);

- ♦ gestion à l'interne (manipulation, caractérisation, entreposage, tenue de registre);
- ♦ transport hors site;
- ♦ disposition;
- ♦ conformité aux permis;
- ♦ suivi environnemental et de coercition;
- ♦ coûts d'assurance.

Un exemple de réussite de l'implantation d'un programme de minimisation des résidus est le programme « Pollution Prevention Pays » de la corporation 3M où, depuis 1975, 1 500 projets mis en marche par ce programme ont permis des économies de plus de 235 millions [HIGGINS, 1991]. L'objectif de la minimisation des résidus n'est pas la minimisation elle-même mais il peut être l'avantage économique apporté.

2.1.4 Aspects environnementaux de la minimisation des résidus

Comme la minimisation des résidus est habituellement appliquée dans le cadre plus large de la gestion environnementale des ressources, son application réduit normalement les impacts de l'action sur l'environnement. La minimisation des résidus peut, par exemple, réduire l'exploitation minière et ainsi les perturbations du sol et la meilleure utilisation des ressources lors de la production réduit d'autant les déchets solides générés, les rejets liquides et les émissions atmosphériques. Dans ce cadre, chacun doit pouvoir bien saisir les impacts environnementaux de la manière de faire actuelle pour s'engager à les réduire lorsqu'il y a lieu. Un exemple de ces impacts est l'effet que peut entraîner l'enfouissement d'un déchet dangereux sur l'environnement telle la contamination de la nappe phréatique à long terme. Laisser les travailleurs connaître les effets de ce qu'ils rejettent peut grandement les motiver à devenir plus attentifs et diligents. L'incertitude liée à la connaissance du risque environnemental ne doit pas limiter cette préoccupation de transmettre nos connaissances actuelles de l'effet de nos actions à court, moyen et long terme.

Une fois les impacts des activités connus, la politique de l'entreprise doit promouvoir la responsabilité de chaque employé envers la protection de l'environnement au même titre que la sécurité au travail. La protection de l'environnement s'intègre alors à chaque opération et les activités environnementales deviennent partie intégrante des mesures de performances.

2.1.5 Aspects socioculturels de la minimisation des résidus

Certaines barrières socioculturelles limitent l'initiation et l'implantation de programmes de minimisation des résidus. Le tableau 2.1 en résume les grandes lignes en plus de donner les facteurs de réussite.

Tout ceci nous montre bien l'importance de la formation à tous les niveaux de l'entreprise pour amener les personnes à regarder les résidus en tant que ressources à économiser. Les personnes de la haute direction doivent être conscients des coûts, des problèmes et des responsabilités reliés à la gestion des résidus tout comme des bénéfices économiques et environnementaux de leur minimisation. Les directeurs des opérations doivent comprendre l'apport de leur ligne de production sur la génération de résidus de façon à les amener à se pencher sur la façon de réduire les résidus, d'éduquer, de motiver et d'écouter les employés. Les employés doivent observer l'engagement de l'entreprise vers la minimisation ainsi que réaliser les bénéfices de la réduction sur la sécurité d'emploi, sur l'environnement local et global. Leur participation dans l'élaboration et l'évaluation du programme de minimisation est essentielle d'autant plus que la minimisation des résidus ne demande pas une expertise en environnement, mais plutôt une bonne connaissance du procédé, une habileté à trouver des solutions novatrices et créatives.

Des sessions de formation régulières adaptées aux différents intervenants doivent présenter les objectifs du programme, comment ils sont appelés à participer et quels sont les bénéfices potentiels pour eux et l'entreprise.

L'engagement de tous est l'autre élément essentiel puisque la participation de chacun est l'essence d'un programme de minimisation des résidus. Le processus de communication doit permettre d'informer les intervenants pour que leurs opinions et préoccupations soient réfléchies et qu'ils acquièrent les outils nécessaires à la recherche de solutions de façon à ce que les changements répondent à leurs besoins.

TABLEAU 2.1 BARRIÈRES ET FACTEURS DE RÉUSSITE DES PROGRAMMES DE MINIMISATION DES RÉSIDUS

Barrières	Facteurs de réussite
<ul style="list-style-type: none"> • Conflits de juridiction qui amènent des tensions entre différents groupes • Manque de capital et de personnel technique 	<ul style="list-style-type: none"> • Engagement et support de la direction • Définition d'objectifs clairs des politiques de production et de gestion de l'environnement
<ul style="list-style-type: none"> • Attitude négative face à la gestion des déchets • Manque de vision du besoin de minimiser les résidus • Considération que la minimisation des résidus n'est qu'une activité supplémentaire • Désire d'éviter le changement et l'inconnu 	<ul style="list-style-type: none"> • Impliquer tôt les personnes touchées, dès la recherche des solutions de minimisation • Former les personnes quant aux effets sur l'environnement des actions actuelles et des changements possibles • Rechercher des solutions simples • Implanter un processus d'évaluation des résultats obtenus et de reconnaissance des efforts • Instaurer peu de changements à la fois de façon à bien les adapter et les maîtriser • Inclure la minimisation dans la mesure des performances
<ul style="list-style-type: none"> • Persuasion que la solution ne fonctionnera pas, que la qualité du produit sera réduite, que les clients refuseront le produit modifié 	<ul style="list-style-type: none"> • Discussion sur la nature des changements proposés et leurs impacts sur les opérations • Démonstration de l'application de la solution à l'interne ou dans une autre installation • Implication des personnes du marketing et discussion avec certains clients tout au long du développement des solutions • Processus de revision des coûts

2.1.6 Aspects législatifs de la minimisation des résidus

Le processus de minimisation des résidus doit globalement être laissé libre de façon à ce que les intervenants trouvent leurs propres solutions. Il devrait cependant être encouragé. Au Canada, le protocole national sur l'emballage vise une réduction de 50 % des déchets d'emballage d'ici l'an 2000. Ce protocole a été entériné en 1990 par le Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Aux États-Unis, les générateurs de déchets dangereux ont l'obligation de mentionner sur le manifeste de transport qu'ils ont en place un programme de minimisation des déchets dangereux.

En plus des aspects législatifs, une assistance au développement et au transfert technologique pourrait être fourni par les agences gouvernementales. Des tables rondes d'échange entre les organisations pourraient être organisées.

Aussi, la minimisation des résidus améliore certainement les relations des entreprises avec les agences gouvernementales.

2.1.7 Principes d'implantation d'un programme de minimisation des résidus

Dans un processus continu de développement et d'implantation d'un programme de minimisation des résidus, l'engagement de la direction est primordial de façon à montrer le sérieux de la démarche. Toutes les personnes impliquées doivent comprendre que le processus est important pour la direction et même que la minimisation des résidus fait partie des critères d'évaluation de la performance des unités et des individus. Ceci permet également de déterminer les responsabilités de chacun dans cette nouvelle activité. Un coordonnateur du programme de minimisation doit être nommé pour assurer l'implantation efficace du programme. Aussi, la politique élaborée doit mentionner que chaque personne est responsable d'identifier des opportunités de minimisation et exprimer l'engagement d'implanter les recommandations amenées lors des évaluations.

L'évaluation et la sélection des techniques et procédures de minimisation requiert la priorisation des résidus selon les éléments suivants:

- ♦ respect de la réglementation;
- ♦ niveau de toxicité, risques à la santé des travailleurs, du voisinage, des écosystèmes;
- ♦ coûts de traitement et de disposition;
- ♦ responsabilité potentielle;
- ♦ quantité de résidus générés actuellement;
- ♦ facilité de minimisation;
- ♦ potentiel de réduction de l'engorgement de la production;
- ♦ potentiel de récupération de matériaux de valeur.

Une évaluation juste du potentiel de minimisation est primordial. Une mauvaise évaluation peut amener une grande dépense d'énergie et une réduction marginale du résidu. Et finalement, mentionnons qu'un programme de minimisation des résidus peut s'étendre aux tiers, par l'élaboration de prérequis de minimisation des résidus de la part des fournisseurs de l'entreprise.

2.1.8 Conclusion

Alors que les scénarios de traitement des déchets s'appliquent à plusieurs types de résidus, les solutions de minimisation des résidus sont souvent très particulières et nécessitent

habituellement une modification de l'action qui génère un résidu en particulier. Ainsi, lors de l'élaboration et de l'implantation d'un programme de minimisation des résidus, la responsabilisation et l'engagement de l'individu sont primordiaux. C'est cette responsabilisation que chacun se reconnaît personnellement devant les effets qu'entraînent ce résidu qui l'amènera à le réduire. Comme l'indique le CSE [1993], «il s'agit sans doute du mode de gestion le plus complexe à appliquer mais qui mérite toute l'attention et les efforts nécessaires si l'on veut réellement diminuer les impacts environnementaux et de santé qu'implique l'élimination de nos déchets dans l'optique de développement durable».

La minimisation des résidus doit devenir une attitude pour chaque administrateur, scientifique, ingénieur, employé et consommateur à penser continuellement à la réduction des résidus dans chaque phase de son travail ou de ses activités. Cette préoccupation doit être adressée avant qu'une installation ou qu'un procédé soit conçu ou construit. Tel que l'indique [FREEMAN, 1990], la minimisation des résidus s'appuie sur une façon différente de voir les déchets: non pas comme un matériau qui doit inévitablement être disposé, mais pour une perte de matériau de valeur dont la réduction peut avoir des bénéfices économiques significatifs à court ou long terme.

La minimisation des résidus passe par la formation sur les risques encourus, la connaissance et la facturation des coûts de gestion au générateur.

2.2 Réutilisation des résidus

2.2.1 Description du concept de réutilisation des résidus

La réutilisation ou le réemploi est défini ainsi par le CSE [DE CONINCK et coll., 1996]: « le réemploi consiste à remettre en usage, sans transformation, ce qui était considéré comme un déchet ». Il s'agit donc d'utiliser à nouveau ce qui est sorti du circuit d'utilisation que ce soit au niveau domestique, institutionnel, commercial, ou industriel.

2.2.2 Aspects techniques de la réutilisation des résidus

La figure 2.3 résume les techniques de réutilisation des résidus. Les critères de sélection de ces techniques sont sensiblement identiques aux critères mentionnés antérieurement relativement au processus de minimisation.

En ce qui a trait à la réutilisation des sous-produits de fabrication, elle se fait par un retour au procédé original ou par la substitution d'une matière pour un autre procédé interne ou externe. Souvent une étape de purification du résidu est requise. La réutilisation se fait à l'externe lorsque les équipements requis ne sont pas disponibles sur les lieux de génération, lorsque la quantité de résidus générés n'est pas suffisante pour rendre l'opération rentable ou lorsque le résidu ne peut être utilisé dans l'installation d'origine. Des échanges entre industries peuvent être avantageux pour les deux parties en réduisant les coûts de disposition pour le générateur et les coûts de matières premières pour l'utilisateur. Cette façon demande des efforts de la part du générateur pour trouver un marché au résidu généré. Il existe une banque québécoise ainsi qu'une banque canadienne pour faciliter l'échange de telles matières. Une attention particulière doit être apportée à la ségrégation des résidus de façon à assurer la plus grande concentration de la matière afin d'en faciliter la réutilisation. Aussi, les étapes de conception du produit doivent considérer les facilités de réparation et de désassemblage de ses composantes pour en faciliter la réutilisation.

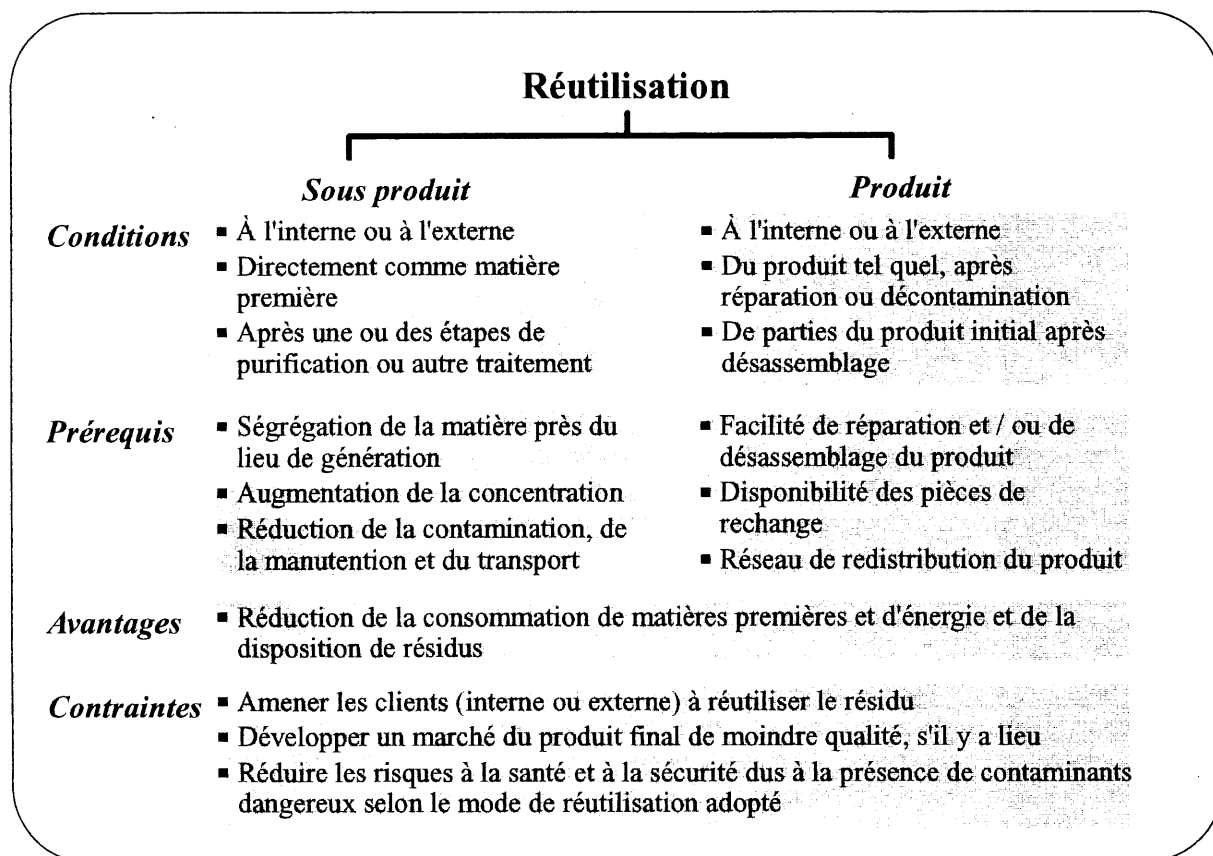


Figure 2.3 Techniques de réutilisation des résidus

2.2.3 Aspects économiques et environnementaux de la réutilisation des résidus

Les aspects économiques et environnementaux de la réutilisation des résidus sont semblables aux aspects mentionnés relativement à leur minimisation. Les activités de réutilisation sont cependant moins efficaces puisque le résidu est alors produit et requiert un certain coût mis à sa gestion qui représente une perte d'efficacité relativement à la minimisation.

Les avantages économiques et environnementaux de la réutilisation des résidus sont très notables par une économie d'énergie, une réduction des activités minières d'extraction, etc. Une attention doit cependant être apportée quant aux risques de contamination lors de la réutilisation des résidus. Par exemple, la réutilisation de contenants peut entraîner la contamination des matières qui y sont entreposées si ces dernières diffèrent des matières contenues initialement.

2.2.4 Aspects socioculturels de la réutilisation des résidus

L'application des techniques de réutilisation des résidus demandent aussi un changement d'attitude de la part des personnes employées. Une crainte face à l'effet de l'utilisation de ce qui auparavant était considéré comme inutile peut réduire les opportunités de réutilisation. Un changement d'attitude doit amener les personnes à voir les possibilités et les avantages de l'utilisation de ces matières.

Aussi, les entreprises manufacturières ont ces dernières années tenté d'accroître leur chiffre d'affaires en offrant des produits à moindres coûts mais également moins résistants. La réparation de certains produits n'est pas rentable. Une conscientisation des manufacturiers ainsi qu'une demande accrue des consommateurs relativement à des produits plus durables peuvent améliorer les possibilités de réutilisation.

2.2.5 Aspects législatifs de la réutilisation des résidus

Certains permis ou certificats d'autorisation peuvent être requis pour réutiliser des résidus à l'interne ou en provenance d'autres installations. Certaines autorisations de transport de matières dangereuses peuvent également être requises.

2.2.6 Conclusion

La réutilisation des résidus se fait habituellement par des changements techniques simples. Elle demande cependant de modifier notre attitude et de voir des matières comme des ressources. Le fabricant et le consommateur doivent connaître les impacts économiques et environnementaux amenés par la gestion des résidus pour s'animer à fabriquer et à consommer

des produits réutilisables et à les réutiliser efficacement. Il est à noter dans ce cas, que l'objectif de fabriquer des produits réutilisables doit être présent dès les étapes de recherche et de développement.

Certaines infrastructures sont de plus requises pour faciliter le réemploi à l'externe. Il existe actuellement des banques d'échange pour les matières résiduelles que ce soit aux niveaux industriel, institutionnel, commercial ou domestique. Le CSE [1993] mentionne que « si la responsabilité d'orienter vers le réemploi un objet réutilisable revient en définitive à l'individu, les producteurs ou les collectivités devraient prendre en charge la promotion de certaines infrastructures du réemploi afin d'en améliorer la collecte, le tri » ainsi que le traitement et la redistribution. La connaissance des véritables coûts de gestion des résidus et l'économie potentielle amenée par leur réutilisation est primordiale.

Dans le cas des résidus générés à la Ville de Sherbrooke, une estimation de la quantité de résidus qui pourraient être réutilisés peut être faite à partir des hypothèses suivantes:

♦ Déchets domestiques:

- Verre: génération: 1 937 T/an
 pourcentage recyclé: 10 %
 pourcentage de verre sous forme de contenant: 90 % [CORBITT, 1990]
 taux de participation à la réutilisation: 50 %
 potentiel de réutilisation: 784 T/an $\{(1937 * 0,90) * 0,90 * 0,50\}$

- Papier: génération: 10 237 T/an
 pourcentage recyclé: 10 %
 potentiel de réutilisation: 10 % = 921 T/an $\{(10\ 237 * 0,90) * 0,10\}$

♦ ICI:

- Bois: génération: 3 689 T/an
 pourcentage recyclé: 24 %
 potentiel de réutilisation: 20 % = 561 T/an $\{(3\ 689 * (1-0,24)) * 0,20\}$

- Papier: génération: 13 750 T/an
 pourcentage recyclé: 24 %
 potentiel de réutilisation: 10 % = 1 045 T/an $\{(13\ 750 * (1-0,24)) * 0,10\}$

- ♦ Construction et démolition:
 - Bois: génération: 5 659 T/an
 potentiel de réutilisation: 40 % = 2 264 T/an
- ♦ Total: 5 575 T/an réutilisable; 83 840 T/an générées = 7 %

2.3 Recyclage des résidus

2.3.1 Description du concept de recyclage des résidus

Le CSE [1993] définit ainsi le recyclage des résidus: « le recyclage ramène la matière récupérée à une étape de transformation secondaire pour ensuite en faire un produit d'usage similaire. » Le recyclage se différencie donc de la réutilisation par la transformation requise de la matière. L'usage final est similaire à l'usage du produit initial.

Une revue de la situation du recyclage des résidus domestiques indique que 85 % des matières domestiques recyclées est constitué de papier et de carton, 6 % de verre, autant de métal et 2 % d'autres matières [LUND, 1993]. Il est probable que l'incitation au recyclage va augmenter avec l'épuisement des ressources naturelles et l'accroissement des pressions politiques. Actuellement, au Québec, environ 37 % de la population peut participer à un programme complet de collecte sélective des rebuts et environ 11 % des rebuts sont recyclés sur un potentiel de 33 % [MARTEL, 1993].

Le tableau 2.2 résume la situation actuelle du recyclage de certains résidus. L'utilisation de matières usagées dépend des avantages qu'il en résulte:

- ♦ réduction du capital à investir pour le transformateur;
- ♦ réduction de la consommation d'énergie;
- ♦ réduction du besoin de matières premières;
- ♦ avantages promotionnels et environnementaux;
- ♦ respect de la réglementation.

2.3.2 Aspects techniques du recyclage des résidus

Le recyclage des résidus se fait à l'interne directement chez le producteur, pour des matières hors normes de qualité par exemple, ou à l'externe après l'utilisation des produits. Les possibilités de recyclage des résidus dépendent de plusieurs facteurs qui doivent être évalués selon la situation actuelle et la situation anticipée à moyen et long terme:

- ♦ caractéristiques des matériaux à recycler;
- ♦ quantité et qualité des résidus disponibles à court et long terme;
- ♦ facilité de désassemblage des composantes d'un produit;
- ♦ possibilités de ségrégation à la source ou après la collecte;
- ♦ possibilités de transformation du résidu en matière réutilisable;
- ♦ capacité des installations de transformation;
- ♦ alternatives de marché pour les matières recyclées;
- ♦ flexibilité et implantabilité de l'alternative de recyclage.

Il est à noter que, comme pour toute stratégie de gestion des résidus, la séparation qui se fait le plus près possible du lieu de génération limite toujours la contamination de la matière.

2.3.3 Aspects économiques du recyclage des résidus

Les marchés des matières recyclées sont souvent à développer et ne sont pas stables. Ils sont basés sur des aspects politiques comme les réglementations relatives à la teneur en fibres recyclées contenues dans les journaux. Le marché des matières recyclées dépend de plusieurs facteurs:

- ♦ type et qualité de matière;
- ♦ localisation et capacité des recycleurs;
- ♦ demande, prix et critères de qualité du produit fini;
- ♦ disponibilité et coût d'approvisionnement de la matière vierge ou des autres matériaux compétitifs.

Le développement de ces marchés influencent grandement le prix des matières tel que le montre la figure 2.4. La demande amenée par le nouveau marché peut faire accroître considérablement le prix de la matière. Mais l'offre des matières peut le faire chuter rapidement.

La figure 2.5 résume l'évolution du prix des matières au Québec de 1993 à 1995. On y observe d'importantes fluctuations telles des baisses d'environ 55 % du plastique PEHD (couleurs mélangées) et du carton ondulé entre juillet et septembre 1995. Ces prix sont influencés par plusieurs facteurs. Par exemple, la conjoncture économique, via son effet sur la consommation de produits finis, influence le prix des matières recyclées. Ces prix sont influencés par le marché mondial (par exemple, l'installation d'industries performantes de récupération dans les pays asiatiques réduit la demande de matières secondaires ici, où ils

TABLEAU 2.2 SITUATION ACTUELLE DU RECYCLAGE DES RÉSIDUS

Matières	Provenances	Traitements	Exemples d'utilisation	Caractéristiques
Papier	Résidences: 40% Publicistes Plus grande valeur: papier ordinateur	Non contamination (ex: nourriture) Tri (51 grades) Changement des encres et colles utilisées	Industrie des produits du papier (journaux, emballage, sacs, papiers mouchoirs, etc.) Papier de construction (tuiles acoustiques, boîtes, etc.) Produits de pâte moulée (boîtes d'oeufs, emballage de fruits, etc.) Isolant de cellulose Litières d'animaux	Norme quantité de fibres recyclées Limite au recyclage: abondance de la matière vierge Pâte en provenance du recyclage: environ 25% Taux de recyclage du papier: environ 32%
Plastique	Résidences: 5 à 8% du poids mais jusqu'à 20% du volume 80% emballage 20% produits de consommation	Séparation manuelle ou automatique (ex: cryogénie) Difficulté: retirer les pigments	Contenants Isolants Extrusion Tuyauterie etc.	Bas prix matières premières Grand spectre de plastique 1- Polyéthylène tétraphtalate 2- Chlorure de polyvinyle 3- Polyéthylène haute densité 4- Polyéthylène base densité 5- Polypropylène 6- Polystyrène . 7- Autres
Verre	Résidences: 10% (10%: contenants) Non recyclé: bulbes de lumières, miroirs, vaisselle, céramique, cristal, porcelaine	Séparation selon la couleur Nettoyage Broyage	Contenants de verre Verre de lumières Matériaux pour les routes, de construction (fibre de verre), etc.	Consigne sur certains produits Verre lui-même: inerte Économie énergie, réduction coûts de fabrication, augmentation durée de vie des fournaises

TABLEAU 2.2 SITUATION ACTUELLE DU RECYCLAGE DES RÉSIDUS (suite)

Matières	Provenances	Traitements	Exemples d'utilisation	Caractéristiques
Métaux ferreux	Résidences: 3 à 7% Boîtes de conserve	Refonte	Recyclé depuis longtemps	Économie d'énergie (75%), économie matières première, réduction émissions atmosphériques (86%), utilisation d'eau (40%), résidus miniers (97%)
Aluminium	Résidences: 1% Canettes Composantes automobiles	Refonte	Canettes retournées aux installations, reformulées en feuilles pour la production d'autres canettes Les gens voient la canette comme un matériau de valeur et non comme un déchet	Taux de recyclage: environ 64% Difficulté: alliage contenu Économie énergie (95%), matières premières (4T bauxite = 1T al)
Pneus	85 % autos et camionnettes 14% poids lourds 1% autres (ex: motos)	Broyage	Produits de caoutchouc recyclé (tapis, joints d'étanchéité, additifs pour l'asphalte)	Réutilisation ou recyclage: 34% Difficulté d'enfouir Présence de sulfure et de zinc
Textiles			Meilleure qualité: recyclé comme fibre	
Appareils électro- ménagers		Récupération matières dangereuses (ex: CFC)	Refonte des composantes métalliques	Certains États ont banni l'enfouissement de tels appareils

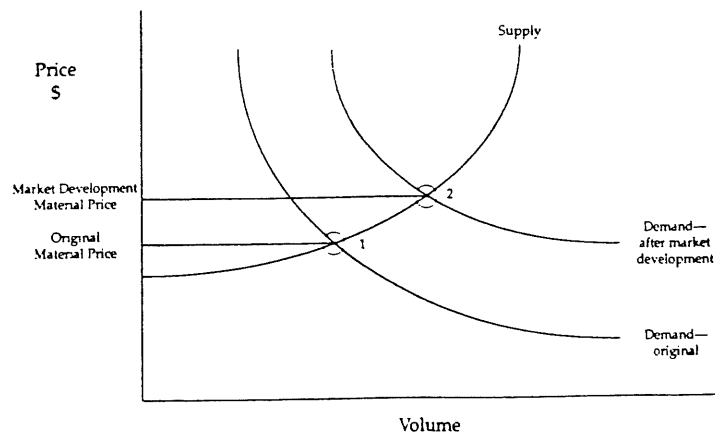


Figure 2.4 Effet du développement du marché sur le prix des matières

Source: LUND [1993]

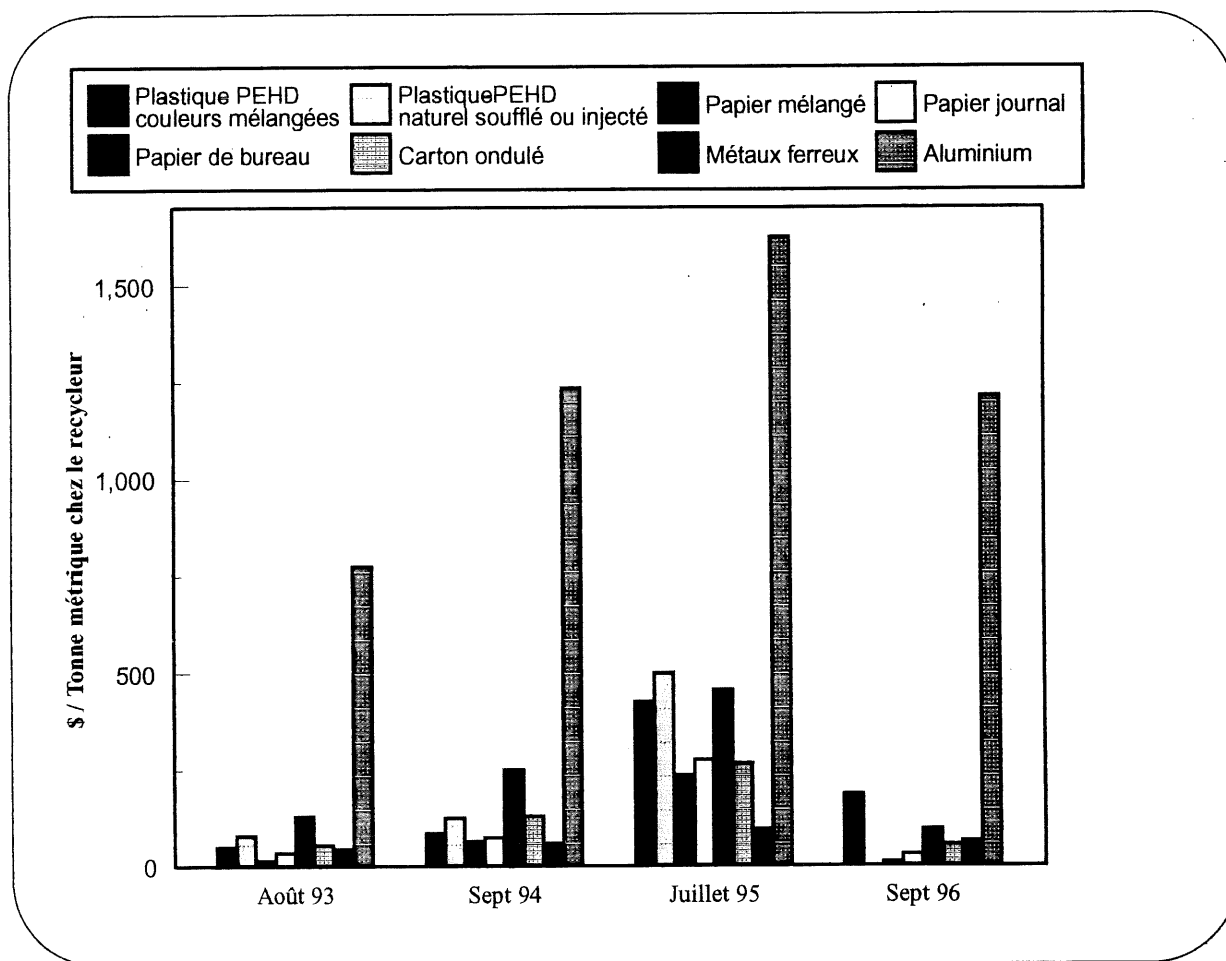


Figure 2.5 Évolution des prix des matières recyclables

Source: DE SMET [1996]

s'approvisionnaient auparavant). Pour certaines matières, le recyclage même en petite quantité devient rentable relativement à l'achat de matières vierges. Ceci est le cas entre autres des métaux dont le recyclage est rentable relativement à l'achat de matériaux nouveaux obtenus de minerais (ex: aluminium). Il est intéressant aussi de remarquer la variation du prix du papier / carton selon le type; il passait en septembre 1995 de 395 \$ la tonne pour du papier de bureau à uniquement 150 \$ la tonne pour du carton ondulé.

2.3.4 Aspects environnementaux du recyclage des résidus

Les activités de recyclage des résidus peuvent générer certains impacts à l'environnement; ils sont généralement moindres que ceux produits lors de l'utilisation de matériaux vierges.

Des améliorations peuvent être apportées à la fabrication ou à l'utilisation du produit pour réduire les effets à l'environnement générés lors du recyclage. Par exemple, l'utilisation de plus en plus répandue d'encres organiques diminuera le potentiel toxique des boues de désencrages générées [CSE, 1993]. Les entreprises de recyclage peuvent cependant émettre certains contaminants.

2.3.5 Aspects socioculturels du recyclage des résidus

Le recyclage des résidus demande aussi un changement de comportement des citoyens et des employés. Pour rendre le recyclage efficace et limiter la contamination des matières, les utilisateurs doivent utiliser plusieurs contenants pour séparer les matières à la source et limiter leur contamination, consommer des produits faits de matériaux recyclés, etc.

Lors de l'implantation d'un programme de recyclage des résidus, une information judicieuse (ex: effets de la gestion des résidus sur l'environnement, du bien fait de leur recyclage, etc.) doit être fournie aux intervenants et un suivi de leur satisfaction doit être assuré.

2.3.6 Aspects politiques et législatifs du recyclage des résidus

Un facteur limitatif au recyclage des résidus est parfois d'obligation d'obtenir un permis ou un certificat d'autorisation. Lorsque le résidu est considéré comme un déchet dangereux, les contraintes administratives peuvent être très importantes. L'interdiction d'enfouir certains résidus, tels les pneus, peut favoriser grandement leur recyclage.

2.3.7 Conclusion

Le recyclage des matières résiduelles requiert des actions techniques plus complexes que la minimisation ou la réutilisation. La transformation secondaire requise amène des contraintes

supplémentaires (quantité minimale, qualité des matières). Le succès d'un programme de recyclage des résidus dépend en grande partie de la participation du public ou des employés qui doivent incorporer le recyclage dans leurs habitudes quotidiennes.

Aussi, avant l'implantation d'un tel programme, il faut s'assurer d'avoir un marché pour les matières récupérées. L'enfouissement des matières récupérées désole les citoyens en plus d'augmenter les coûts de gestion et d'entreposage de ces matières. En fait, comme le mentionne le CSE [1993]: « l'écueil le plus important du recyclage demeure la rentabilité économique ».

Mais le recyclage a ses limites. Par exemple, le Québec produit plus de 10 millions de tonnes de papier par année et n'en consomme que 10 % localement. Le recyclage du papier entraîne donc des impacts environnementaux si l'on considère par exemple les émissions dues au transport du papier usé. Aussi, environ 30 % des fibres sont perdues dans le processus de recyclage. Et finalement, les matières qui ne sont pas non recyclées actuellement devront être concentrées à grands coûts et inconvénients pour assurer la faisabilité de leur recyclage.

Dans le cas des résidues générés à la Ville de Sherbrooke, une estimation de la quantité de résidus qui pourraient être recyclés, en plus des matières déjà recyclées, peut être faite à partir des hypothèses suivantes:

- ♦ Déchets domestiques: Martel [1993] de Collecte Sélective Québec, estime que 33 % des déchets domestiques peuvent être recyclés. Actuellement, 11 % des déchets domestiques sont recyclés à la Ville de Sherbrooke.

génération: 27 667 T/an

potentiel de recyclage supplémentaire: 33 % = 9 130 T/an

recyclage actuel: 2 647 T/an

potentiel de recyclage supplémentaire: 6 483 T/an

- ♦ ICI et C&D: déjà 24 % des résidus en provenance des ICI et C&D sont déjà recyclés.

- Papier: potentiel de recyclage de 33 %

génération: 13 750

taux de recyclage actuel: 24 % = 3 300 T/an

taux de recyclage potentiel: 33 % = 4 538 T/an

potentiel de recyclage supplémentaire: 1 238 T/an

- Métal: potentiel de recyclage de 80 %

génération: 1 341 T/an

taux de recyclage actuel: 24 % = 322 T/an

taux de recyclage potentiel: 80 % = 1 073 T/an

potentiel de recyclage supplémentaire: 751 T/an

- ♦ Total: génération totale: 83 840 T/an
potentiel de recyclage supplémentaire: 8 472 T/an = 10 %

2.4 Valorisation biologique des résidus

2.4.1 Description du concept de la valorisation biologique des résidus

La différence entre le recyclage et la valorisation des résidus réside dans le fait que la valorisation transforme la matière, généralement en des produits de moindre valeur, de façon à permettre l'économie de matériaux vierges. Voici deux exemples de valorisation de la matière: le plastique transformé en butoir de stationnement en remplacement des butoirs faits de béton, ou le papier et le carton transformés en panneaux isolants pour la construction.

Plus particulièrement, nous regarderons ici le cas de la valorisation biologique des matières putrescibles. Ces matières sont responsables des émissions de gaz de décomposition lorsqu'ils sont enfouis sans traitement préalable et ils peuvent lixivier des composés organiques toxiques dans la nappe phréatique. De plus, ils nuisent, par leur humidité, à la bonne combustion dans les incinérateurs ou les alternatives de valorisation énergétique.

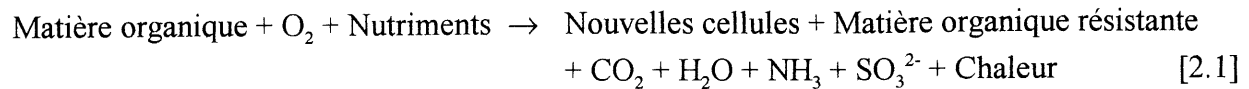
Le compostage est un processus de décomposition aérobie ou anaérobie et de stabilisation de substrats organiques. Par l'activité microbologique qui a lieu durant le compostage, la matière organique est décomposée en une substance qui ressemble à de l'humus et la chaleur produite biologiquement peut détruire les éléments pathogènes présents. Notons que l'utilisation de matières organiques sans période de maturation présente certains désavantages tel le risque de brûler les plants par le relargage de concentrations toxiques d'ammoniaque dans la zone des racines.

2.4.2 Aspects techniques de la valorisation biologique des résidus

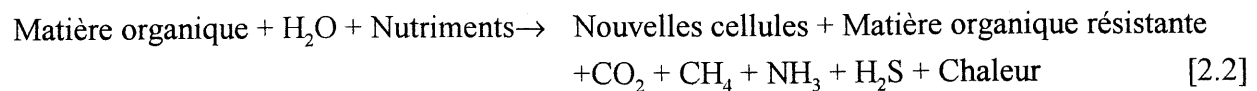
Le compostage est un procédé biochimique qui stabilise la fraction putrescible de la matière organique sous conditions contrôlées. Lorsque les matières ne sont pas séparées à la source, une préparation permet d'enlever la matière inorganique, les plastiques, textiles,

caoutchouc, etc. Un broyage peut être requis pour augmenter la surface et accélérer le compostage. Le séchage peut aussi être nécessaire selon le climat, les bâisses disponibles et le mode de manipulation. Le tamisage produit un matériel plus uniforme pour la distribution et la mise en marché. On peut aussi désirer y ajouter des matériaux de support tels les copeaux de bois, feuilles ou branches. Les réactions en cause lors du compostage sont les suivantes:

Digestion aérobie:



Digestion anaérobie:



Comme l'humus, le compost n'est pas statique biochimiquement. Dans des conditions appropriées, il continue à se décomposer par les microbes et par des formes supérieures de vie, éventuellement jusqu'à son oxydation en sels minéraux, dioxyde de carbone et eau. Directement après la fin de la phase de compostage, l'apparence du compost dépend grandement des caractéristiques physiques de la matière compostée, principalement de la dimension des particules. Si la matière compostée contient des particules de papier, ces dernières peuvent être reconnaissables directement à la fin du processus de compostage, tout comme les copeaux de bois et autres matériaux résistants.

La rapide biodégradation et la stabilisation de la fraction organique dans le compost dépendent principalement de l'interaction optimale entre la température, l'oxygène, l'humidité et le ratio carbone / azote. Les paramètres critiques sont les suivants:

- ♦ Dimension des particules: détermine la surface des particules exposée à l'attaque microbienne; la dimension minimale est déterminée par la porosité recherchée pour une bonne aération.
- ♦ Température: un profil de température se dessine au long du processus alors que la population microbienne change continuellement durant le compostage. Des températures supérieures à 55°C permettent de détruire certains éléments pathogènes pour l'humain et les plantes.
- ♦ Taux d'oxygène: le compostage s'effectue sous des conditions anaérobiques (oxygène < 5 %) ou aérobiques (oxygène entre 5 et 15 %). Le compostage aérobie est plus

rapide et élimine les mauvaises odeurs; cette condition est obtenue soit en retournant une pile statique ou en forçant de l'air au travers de la masse. Le compostage anaérobique peut générer plus d'odeurs. Des limites de transfert de masse peuvent créer des zones anaérobiques dans les systèmes aérobiques.

- ♦ Taux d'humidité: le taux optimal se situe entre 50 et 60 % par poids.
- ♦ Ratio carbone / azote: un des plus importants paramètres affectant la décomposition de la matière organique. Le carbone est la source d'énergie des micro-organismes et l'azote est nécessaire à la synthèse des protéines. Le ratio idéal de C/N se situe entre 25 et 30.
- ♦ Éléments nutritifs: leur addition peut être requis dans certaines situations (macronutriments: carbone, azote, phosphore, potassium, calcium; micronutriments: cobalt, manganèse, magnésium, cuivre, etc.).

Si le compostage continue après le temps minimal requis pour obtenir stabilisation, une macro-faune commence à apparaître (ex: verre de terre).

Il existe plusieurs procédés de compostage:

- ♦ méthode d'andins où les matières sont retournées périodiquement;
- ♦ piles statiques où un système de ventilation force l'air au travers de la masse;
- ♦ systèmes verticaux où le matériel entre dans l'unité par le haut et est extrait par le bas après le compostage qui dure une période de temps donnée. Les conditions d'aérobic sont maintenues en forçant l'air au travers de l'unité. Les gaz émis et les odeurs peuvent être traités et la température et autres paramètres peuvent être suivis;
- ♦ lit agité dans une enceinte horizontale où les matières introduites sont retournées périodiquement ou continuellement de façon mécanique; de l'air forcé peut y circuler;
- ♦ système à piston où des bras hydrauliques déplacent la matière dans l'unité fermée;
- ♦ compostage domestique fait par les résidents par intérêt envers l'environnement ou par désir d'une source de compost peu dispendieuse pour le jardin; le volume minimal est d'un mètre cube de façon à retenir la chaleur générée.

Une surface imperméable peut être requise pour permettre le contrôle du lixiviat qui peut être collecté et traité. Un contrôle des odeurs peut être fait pendant le pré-traitement et le traitement des résidus et l'aire de compostage peut être fermée pour contrôler la vermine.

Le danger pour les travailleurs réside principalement dans le bruit ainsi que dans les poussières en suspension dans l'air qui peuvent être contrées par une ventilation adéquate, l'utilisation de masques et de vêtements de protection.

Les principaux paramètres de contrôle du processus de compostage sont la température, dont le profil indique l'activité microbienne, les changements d'odeurs et d'apparence ainsi que le changement de texture.

2.4.3 Aspects économiques de la valorisation biologique des résidus

Les facteurs majeurs affectant la rentabilité des opérations de compostage des résidus se résument ainsi:

- ♦ coûts d'investissement des installations;
- ♦ coûts de la matière, de la main d'oeuvre et du transport;
- ♦ valeur du produit selon la qualité du compost et le marché.

La phase de distribution du compost est très importante. Un marché adéquat assure le retrait du compost dans les délais prévus et un certain revenu. Il existe encore plusieurs difficultés liées au développement et au maintien de marchés. Par exemple, le marché de l'agriculture requiert une disponibilité du compost au temps approprié, une consistance dans la composition et le contenu en nutriments du compost, l'assurance d'un bas niveau de contamination ainsi que l'acceptation par les fermiers. Aussi, le compost fabriqué actuellement a un coût de production supérieur à celui des fertilisants classiques.

La possibilité d'établir un partenariat entre un générateur de résidus relativement homogène est très prometteur. Par exemple, Provigo regarde la possibilité de faire le compostage de ses résidus putrescibles via le système de compostage de Conporec [BOURDEAU, 1996]. Dans ce cas, la qualité de la matière première ainsi que la possibilité de distribution du compost par Provigo sont des éléments positifs pour la rentabilité de l'entreprise.

2.4.4 Aspects environnementaux de la valorisation biologique des résidus

Les préoccupations majeures de santé associées au compostage sont la présence d'éléments pathogènes, d'odeurs, de métaux lourds et de composés organiques. Des éléments pathogènes peuvent être présents dans la matière compostée. Les déchets de jardins sont habituellement exempts de pathogènes pour l'humain, ce qui n'est pas le cas des déchets domestiques ni des boues d'épuration. La chaleur générée durant le processus de compostage, résultat de l'activité

des micro-organismes, peut détruire ces éléments; l'efficacité de destruction dépend du profil de température. Différentes conditions peuvent limiter l'inactivation des pathogènes: l'agglomération de solides qui limite la distribution de la température, le mélange de la matière en cours de compostage qui recontamine des zones où les pathogènes avaient été détruits. Il faut noter que leur destruction ne nécessite pas toujours d'être totale mais suffisante pour rendre les composés ineffectifs; les pathogènes sont de pauvres compétiteurs avec la population microbienne indigène du compost. De plus, certaines formes sont sensibles aux rayons ultra violets et seront détruites par l'épandage du compost exposé au soleil pour une semaine ou deux. Selon le CSE [1993], « le risque biologique dominant est relié aux spores de champignon *Aspergillus fumigatus*, omniprésent dans toutes les étapes de compostage, et susceptibles d'être aéroportées. Ces spores seront nuisibles principalement pour les individus hypersensibles, allergiques, asthmatiques ou immunosupprimés ».

Les odeurs sont une autre source d'inquiétude. Par exemple, les boues d'épuration peuvent contenir des composés volatils malodorants comme les mercaptants, les phénols, les sulfures d'hydrogène, l'ammoniaque. Durant le compostage, ces composés peuvent produire des odeurs désagréables. Elles peuvent être éliminées par lavage chimique ou par oxydation biologique.

Les métaux lourds sont présents dans les boues d'épuration et peuvent être présents dans les déchets solides. Les métaux lourds et les composés organiques en trace contenus dans le compost peuvent entrer dans la chaîne alimentaire via les plantes. Trois modes de contrôles sont possibles: le retrait des contaminants dans la matière première, la réglementation de ces composés dans le compost (voir le tableau 2.3) ou la restriction du taux d'utilisation ou d'application du compost. Les éléments les plus préoccupants sont le cadmium, le plomb, l'arsenic, le sélénium et le mercure. DIAZ et coll. [1993] ont démontré l'assimilation d'une certaine quantité de cadmium du sol par les plantes et les humains. La quantité assimilée dépend de plusieurs facteurs, dont la disponibilité du métal (influencée par les caractéristiques du sol: concentration du métal, pH, concentration de matières organiques, capacité d'échange ionique, etc.), l'espèce de plante et la partie de la plante qui est consommée. Selon le CSE [1993], « la technique de compostage, en particulier la phase de maturation, réduira les quantités de métaux lourds par lessivage et par l'action des acides humiques et fluviqques qui fixent les métaux et réduisent ainsi leur biodisponibilité ». En ce qui a trait aux composés organiques toxiques, le

CSE [1993] mentionne que « l'usage domestique ou agricole de pesticides est une source évidente de contamination d'un compost de déchets verts par les composés organiques toxiques. Les réactions qui ont cours lors du compostage (biodégradation, biotransformation, polymérisation, percolation ou évaporation) permettent de diminuer les teneurs des composés organiques toxiques dans le compost. L'évaporation de ces toxiques peut représenter un risque potentiel pour les travailleurs ou la population à proximité d'une aire de compostage. De plus, des métabolites de la décomposition sont susceptibles d'être aussi toxiques, voir même plus, que les substances non transformées ». Leur minimisation à la source demeure le meilleur contrôle.

TABLEAU 2.3 NORMES DE CONCENTRATION DE CONTAMINANTS DANS LE COMPOST (mg/kg base sèche), Sources: DIAZ et coll. [1993], BNQ [1995]

Métaux	Québec Types AA et A / B	New York	Floride	CEE recommandé / norme
Arsenic	13 / 75			
Cadmium	3 / 20	10	< 15	5 / 5
Chrome	210 / 1060	1 000		150 / 200
Cuivre	100 / 757	1 000	< 450	300 / 500
Plomb	150 / 500	250	< 500	750 / 1 000
Mercure	0,8 / 5	10		5 / 5
Molybdène	5 / 20			
Nickel	62 / 80	200	< 50	50 / 100
Sélénium	2 / 14			
Zinc	500 / 1850	2 500	< 900	1 000 / 1 500
BPC		< 1	-	-

En ce qui a trait aux impacts du compost sur l'environnement, notons que le compost est un excellent conditionneur organique pour le sol. Il se décompose très lentement et reste efficace longtemps. L'addition de compost au sol améliore les propriétés physiques, le pH, la capacité de rétention de l'eau, l'agrégation des particules, l'aération du sol, la perméabilité du sol, l'infiltration de l'eau et décroît la surface de croûte du sol. Le compost est excellent pour la revégétation d'un sol perturbé. Aussi, le compost contient des éléments nutritifs incluant l'azote, le phosphore et une variété d'éléments essentiels. Le contenu nutritif du compost dépend de la

qualité du substrat organique original. Les nutriments présents sont libérés lentement durant la saison de croissance et sont moins susceptibles au lessivage en comparaison aux engrais solubles. Par exemple, il est estimé que seulement 30 à 35 % de l'azote contenu dans le compost est disponible la première année [HAUNG, 1993]. La présence de compost augmente l'efficacité de l'utilisation des nutriments; sans la présence de matière organique, de 30 à 35 % de l'azote, de 20 à 30 % du phosphore et une fraction moindre de potassium ajoutés comme fertilisant chimique sont lessivés sous la zone des racines et ne sont plus disponibles pour les plantes.

Au niveau des plantes, le compost peut en augmenter la croissance et la vigueur dans l'agriculture commerciale et résidentielle et réduire certains éléments pathogènes pour les plantes en augmentant leur résistance aux maladies.

2.4.5 Aspects socioculturels de la valorisation biologique des résidus

Un élément essentiel à la rentabilité et à l'utilité de la valorisation biologique des résidus est l'établissement d'un climat réceptif en amenant le public à réaliser l'utilité du compost et en surpassant les biais reliés à l'utilisation de déchets. Une connaissance de l'utilité du compost incite les personnes à modifier leurs actions pour séparer efficacement les matières. La promotion et la sensibilisation continuelle ainsi que la disponibilité suffisante et continue du compost de qualité sont essentiels.

2.4.6 Aspects législatifs de la valorisation biologique des résidus

Tout comme pour les autres stratégies de gestion des résidus, la valorisation biologique peut demander l'obtention de permis et de certificats d'autorisation.

Au Québec, les normes de qualité des composts n'en sont qu'à l'état de guide de référence. Aux États-Unis, plusieurs États ne permettent pas l'utilisation de compost provenant de déchets domestiques pour la croissance de récoltes prévues pour la consommation humaine.

2.4.7 Conclusion

La valorisation des ressources secondaires est la dernière étape dans la mise en oeuvre d'une saine gestion des déchets. Il s'agit néanmoins d'une alternative de beaucoup préférable à l'élimination des déchets en pure perte. Comme le mentionne le CSE [1993], « le compostage permet une réutilisation des déchets solides putrescibles et humides de table et de cour, en réduisant la contamination de l'air et de l'eau par leur enfouissement et également en réduisant

l'utilisation des engrais chimiques. Néanmoins, il s'agit d'une technique souvent dispendieuse de contrôle délicat pour éviter des contaminations ou les nuisances environnementales ».

Les exigences techniques de la valorisation biologique des matières putrescibles sont relativement simples. Une attention doit être apportée à maintenir de hauts standards de qualité du compost ainsi qu'une fiabilité dans l'approvisionnement des clients. Des changements d'attitude sont requis de façon pour assurer un tri efficace des matières putrescibles et permettre une bonne utilisation du compost. Des volumes suffisants et une qualité constante sont indispensables à l'atteinte d'une rentabilité économique.

Dans le cas des matières putrescibles générées à la Ville de Sherbrooke, une estimation de la quantité qui pourrait être compostée peut être faite à partir des hypothèses suivantes:

- ♦ Taux de génération:
 - résidus de table: (d. domestiques) 4 703 + (ICI) 4 024
 - résidus de jardin: (d. domestiques) 3 320 + (ICI) 335
- ♦ Potentiel de compostage en raison de la présence de ceratins résidus contaminés: 80 %
- ♦ Taux de participation des citoyens et des entreprises: 50 %
- ♦ Potentiel de compostage: 4 953 T/an

2.5 Valorisation énergétique des résidus

2.5.1 Description du concept de la valorisation énergétique des résidus

La valorisation énergétique permet de valoriser la fraction combustible des résidus. Elle produit un résidu libre de matières putrescibles, réduit le volume des déchets à enfouir et remplace les émissions dues à d'autres sources d'énergie souvent non renouvelables. Certains problèmes demeurent tels le maintien de bonnes conditions de combustion, le traitement adéquat des rejets gazeux, particulièrement les métaux lourds et les produits de combustion incomplète.

Au tournant du 20 siècle, les déchets solides ont commencé à être utilisés pour générer de la vapeur et de l'électricité; durant la dernière décennie, la valorisation énergétique des déchets solides, particulièrement les déchets urbains, a reçu une attention croissante par la rapide escalade du prix de l'énergie.

Aux États-Unis, plus de 140 installations de valorisation énergétique des déchets sont en opération actuellement, générant plus de 2 400 MW, soit environ 0.4 % de la consommation

d'énergie fossile [GUPTA et coll., 1993] et plus de 125 unités de récupération d'énergie à partir des gaz émis des sites d'enfouissement produisent près de 400 MW. Environ 5 % des déchets domestiques y sont valorisés [KHAN et DAUGHERTY, 1991]. L'Allemagne valorise énergétiquement environ 35 % des déchets générés, la Suède: 51 %, la Suisse: plus de 75 % et le Japon: 26 % [KHAN et DAUGHERTY, 1991]. Le Japon compte plus de 2 000 incinérateurs et valorise environ 70 % des déchets domestiques générés [ZIRM et al., 1990]. Au Québec, environ 10 % des déchets sont incinérés [CSE, 1993].

2.5.2 Aspects techniques de la valorisation énergétique des résidus

La partie combustible des déchets solides domestiques inclue le papier, le bois, les déchets d'animaux et de végétaux, les tissus, le cuir, les plastiques et le caoutchouc. La partie non combustible inclue le verre, les métaux, le sable, les pierres et autres. Le tableau 2.4 résume la capacité calorifique de certains résidus. Les résidus sont parfois préalablement traités pour favoriser la combustion: réduction des particules, retrait des métaux, du verre et autres matériaux inorganiques, densification. La transformation des résidus peut concentrer les composantes combustibles, réduire le taux d'humidité, rendre plus homogène, faciliter la manipulation, le transport et le contrôle des conditions d'opération, augmenter l'efficacité de la combustion, générer moins de cendres, demander moins d'excès d'air pour la combustion et réduire ainsi les unités d'épuration des gaz requis. Le tableau 2.5 résume les caractéristiques des différentes catégories de Combustible Dérivé des Déchets (CDD). Notons que le CDD où les métaux, le verre et les autres matériaux inorganiques ont été retirés présente une capacité calorifique d'environ 17 MJ/kg sec. Pour fin de comparaison, notons que le charbon a une capacité calorifique d'environ 30 MJ/kg et l'huile #2, environ 40 MJ/kg.

Les plastiques sont particulièrement visés pour la valorisation énergétique des résidus. Ils possèdent une capacité calorifique relativement élevée. Cette fraction de déchets est en croissance constante en Occident. Malgré une proportion de masse relativement faible, le plastique occupe environ 17 % du volume des déchets. Le recyclage du plastique est difficile par la variété des types qui présentent des caractéristiques différentes. Le tri requis est compliqué et certains plastiques ne peuvent être recyclés actuellement [CSE, 1993]. Le prix des matières vierges rend également difficile la rentabilité économique de leur recyclage.

Les critères de sélection des technologies de valorisation énergétique se résument ainsi:

- ♦ efficacité de récupération de l'énergie des résidus;
- ♦ flexibilité (répondre aux variations d'approvisionnement - quantité et composition);
- ♦ possibilités d'utilisation à l'interne ou à l'externe des produits de la valorisation.

TABLEAU 2.4 CAPACITÉ CALORIFIQUE DES RÉSIDUS

Sources: CHEREMISINOFF [1989] et CORBITT [1989]

Résidu	Capacité calorifique (MJ/kg)	Résidu	Capacité calorifique (MJ/kg)
Asphalte ou goudron	39.5	Marc de café	23.3
Bois (moyenne)	20.9	Nylon	31.7
Bois - Écorces (sapin)	22.1	Papier brun	16.9
Bois - Sciures (pin)	22.3	Papier glacé	26.7
Caoutchouc synthétique	34.0	Papier recouvert de plastique	17.1
Carbone	32.8	Paraffine	43.3
Carton	15.8	Pelure de citron	4.0
Carton de lait recouvert	26.3	Pneus usés	38.1
Carton ondulé	16.4	Polyéthylène	46.5
Épis de maïs	18.6	Polystyrène	41.2
Fibres de verre avec résine	45.3	Polyuréthane	30.2
Gras animal	38.5	Résidus alimentaires	17.7
Liège	26.4	Souliers de cuir	16.8
Linoléum	25.6	Tissus (non synthétiques)	18.6
Magazines	12.2	Tissus (synthétiques)	34.9

TABLEAU 2.5 CARACTÉRISTIQUES DES CATÉGORIES DE CDD

Source: KHAN et DAUGHERTY [1991]

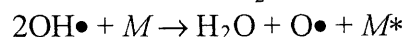
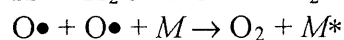
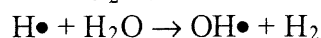
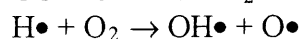
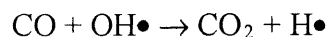
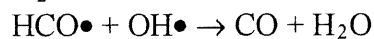
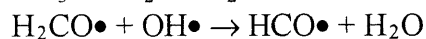
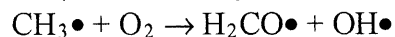
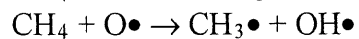
Catégorie	Caractéristiques
CDD-1	Tel que disposé
CDD-2	Réduction de la dimension des particules Avec ou sans retrait des métaux
CDD-3	Réduction de la dimension des particules Retrait des métaux, du verre et des autres matériaux inorganiques
CDD-4	Idem CDD-3 95% inférieur à 10 mesh
CDD-5	Idem CDD-3 Densification sous forme de palettes, briquettes, etc.
CDD-6	Combustibles liquide
CDD-7	Combustible gazeux

Le procédé le plus connu est l'incinération qui se fait avec ou sans récupération d'énergie. Il s'agit d'une combustion complète des résidus avec un excès d'oxygène (environ 20 %) de façon à répondre au mélange imparfait et à contrôler la température de l'opération. La combustion se fait habituellement en continu avec ou sans prétraitement des résidus. L'incinération des déchets solides est difficile en raison des variations importantes de composition et de caractéristiques physiques qui rendent difficile le contrôle des conditions de combustion.

La combustion d'un mélange entre un combustible et l'oxygène s'amorce lorsque la température du mélange atteint un point où la réaction se produit. La température d'opération des incinérateurs se situe entre 650 et 1 200 °C. La réaction débute lorsque les liens chimiques entre les éléments de réactifs sont brisés pour former un radical libre qui se combine ou entre dans un processus en chaîne pour produire de nouveaux composés. Plusieurs réactions peuvent se produire simultanément ou en séquence, selon la nature du matériel et des conditions d'opération (température, pression, source d'oxygène). Le maintien de bonnes conditions d'opération est très important de façon à réduire la concentration de CO et des produits de combustion incomplète. Le mécanisme suggéré par Kanury, repris par DAWSON et MERCER [1986] pour la combustion du méthane montre la complexité de cette opération, en particulier pour un mélange de résidus qui peut également varier dans le temps (M^* représente un atome ou une molécule du système rendu actif dans la réaction).

Réaction globale: $\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$ [2.3]

Mécanisme proposé: $\text{CH}_4 + \text{OH}\bullet \rightarrow \text{CH}_3\bullet + \text{O}\bullet + \text{H}_2$ [2.4]



Une combustion incomplète des substances organiques dangereuses peut émettre des intermédiaires dangereux ainsi que les substances elles-mêmes. Une combustion absolument complète est rare, si jamais atteinte. L'incinération de composés organiques halogénés se complique par la formation de produits toxiques de combustion tels les acides halogénés et les halogènes libres. Par exemple, le Cl_2 se forme lorsqu'il n'y a pas assez d'hydrogène pour former

le HCl; lorsque l'oxydation est incomplète, il se forme du CO; la combinaison du CO avec les chlorures peut former le phosgène (COCl_2) qui est très toxique.

Un composé contenant du soufre organique ou inorganique sous une forme réduite produit du SO_2 dans une combustion complète avec l'air.

Des matières particulaires peuvent être émises par les unités de valorisation énergétique. Elles résultent non seulement de l'émission directe des particules, mais également de l'émission de certains gaz qui condensent sur ces particules. En fait, des vapeurs chaudes condensent et forment des particules primaires qui peuvent coaguler pour former une chaîne d'aggrégats [SEINFELD, 1986]. Cette condensation peut aussi se produire par la nucléation d'espèces pour former de nouvelles particules.

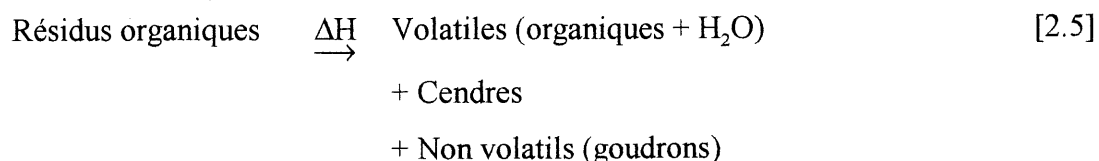
Les NO_x proviennent de 2 sources. Les NO_x thermiques sont formés à partir de l'oxygène et de l'azote présents dans l'alimentation d'air à la chambre. Leur formation demande des températures élevées ($> 1\,600\text{ }^\circ\text{C}$). Les NO_x combustibles sont formés à partir de l'oxydation de composés contenant de l'azote (tels amines, nitrates) présents dans les résidus. Leur formation est indépendante de la température de combustion.

La combustion de composés phosphoreux organiques en présence d'un excès d'oxygène produit le pentoxyde de phosphore (P_2O_5) comme produit principal. Ce composé réagit rapidement avec l'eau pour former l'acide phosphorique; un lavage des gaz enlève efficacement ce contaminant.

Il existe plusieurs types d'incinérateurs. Les incinérateurs à chambre simple ne rencontrent souvent pas les normes d'émission et requièrent l'ajout d'un brûleur supplémentaire. Les incinérateurs à chambres multiples permettent d'atteindre une meilleure combustion et de respecter les normes d'émission. Une chambre primaire est alors utilisée pour la combustion des déchets solides et une chambre secondaire permet le temps de résidence et le combustible requis pour la combustion des produits gazeux imbrûlés. Les fours rotatifs sont les plus utilisés; ils peuvent gérer divers types de résidus; ils facilitent le contrôle du temps de résidence, permettent une haute turbulence et un contact efficace avec l'air dans le four; cette turbulence entraîne cependant beaucoup de particules et demande une grande quantité d'excès d'air. L'incinération à lit fluidisé est très efficace mais demande que le verre et métaux de bas point de fusion soient retirés (le coût de ce retrait réduit l'applicabilité de cette technologie) et que l'alimentation soit

de petite dimension (entre 2.5 à 3.7 cm en moyenne). Elle permet d'ajouter différents composés au lit, comme de la chaux pour capter les composés halogénés.

La pyrolyse est définie comme une décomposition ou une modification chimique en l'absence d'oxygène. La température d'opération est alors de 425 à 760 °C [FREEMAN, 1990]. Aucun autre agent réactif n'est introduit. La pyrolyse est un procédé sélectif (un lien chimique particulier est brisé - peut amener un haut rendement) ou non sélective (cas du CDD - transforme l'énergie des CDD sous forme d'énergie chimique presque entièrement). Les grosses molécules organiques sont brisées en plus petites molécules sous l'action de la chaleur:



La gazéification est un processus d'oxydation partielle où environ 30 % de l'oxygène requis pour une combustion complète est utilisé. L'alimentation réagit avec l'oxygène et la vapeur et est convertie en un gaz synthétique qui est conditionné et qui subit ensuite une combustion. Elle demande des températures supérieures à la pyrolyse et une gazéification complète transforme la totalité du solide en gaz, exception faite des matières inorganiques qui se retrouvent dans les cendres. La gazéification demande donc environ le tiers de l'oxygène requis pour une combustion complète de la matière et ainsi permet de conditionner un volume moindre de gaz. Les gaz introduits sont l'oxygène, la vapeur, ou l'hydrogène, qui induisent les réactions suivantes:



L'incinération, la pyrolyse et la gazéification sont des techniques bien introduites dans l'industrie pétrolière et énergétique en général.

La valorisation énergétique peut également se faire dans les cimenteries. Les résidus remplacent une partie de la source d'énergie habituelle. La température des gaz de combustion atteint 1 800 à 2 000 °C. Le milieu alcalin du four neutralise l'acidité des gaz de combustion et les cendres sont liées chimiquement au ciment.

2.5.3 Aspects économiques de la valorisation énergétique des résidus

Les coûts de la valorisation énergétique des résidus sont influencés principalement par les éléments suivants:

- ♦ collecte, transport, prétraitement;
- ♦ disposition des cendres;
- ♦ main d'oeuvre;
- ♦ frais d'opération et d'installation;
- ♦ possibilités de revente de l'énergie.

Notons que le volume de gaz à traiter est un facteur d'influence important des frais d'installation et d'opération des systèmes de valorisation énergétique.

2.5.4 Aspects environnementaux de la valorisation énergétique des résidus

Les préoccupations de santé et d'impacts sur les écosystèmes relatives à la valorisation énergétique touchent tant les émissions gazeuses (particules, métaux, produits de combustion incomplète) que les cendres ou les rejets liquides s'il y a lieu. En ce qui a trait aux émissions gazeuses, il faut se rappeler que la valorisation énergétique des déchets réduit les rejets émis des sources de combustibles remplacées. L'efficacité de l'unité de conditionnement des gaz utilisée détermine les niveaux d'émission. Les tableaux 2.6 et 2.7 permettent cette comparaison. Ces résultats sont basés sur la moyenne des données disponibles dans la documentation de l'EPA. Les technologies de combustion et d'épuration des gaz ne sont pas décrites.

TABLEAU 2.6 COMPARAISON DES ÉMISSIONS GAZEUSES ET DES PARTICULES
SELON LE COMBUSTIBLE UTILISÉ (g/MJ); Source: GETZ [1994]

Contaminant	Gaz Naturel	Huile	Charbon	CDD
CH ₄	3.8	7.6	3.8	3.8
Hydrocarbures Autres que CH ₄	0.9	2.5	1.3	ND
NO _x	554	1008	1121	995
HCl	0.0	0.0	3.8	16
SO ₂	1.3	1260	1638	57
CO	50	50	33	108
Particules	ND	130	55	19

ND Non disponible

TABLEAU 2.7 COMPARAISON DES ÉMISSIONS DE MÉTAUX SELON LE COMBUSTIBLE UTILISÉ (mg/MJ); Source: GETZ [1994]

Contaminant	Huile	Charbon	CDD
As	28	58	< 4.2
Be	6.3	3.8	< 2.1
Cd	23	12	7.9
Cr	30	574	< 23
Cu	402	287	54
Hg ⁽¹⁾	5.0	29	21
Ni	1809	431	106
Pb	43	72	55
Se	ND	36	< 2.8
V	428	504	3.1
Zn	59	630	155

(1) émission obtenue avec l'injection de charbon activé

ND Non disponible

Ces comparaisons sont faites à partir de la chaleur de combustion du combustible initial transformée en une énergie électrique nette à la sortie en considérant une efficacité de 30 % pour la génération d'électricité. On observe que le CO et le HCl sont plus élevés pour la valorisation énergétique des résidus domestiques. Les métaux émis lors de la valorisation énergétique des résidus domestiques sont inférieurs aux autres sources d'énergie sauf pour le mercure, le zinc et le plomb. En ce qui a trait aux composés organiques en trace et aux hydrocarbures halogénés, les données d'émission sont disponibles pour la valorisation des résidus domestiques mais elles peuvent difficilement être comparées aux autres générations d'énergie pour diverses raisons: données non disponibles pour le gaz naturel, données limitées pour l'huile et le charbon, limites détectables différentes, etc.

Les cendres rejetées de la valorisation énergétique sont habituellement inertes mais une caractérisation du lixiviat des cendres spécifique à chaque situation est requise. Lorsque requis, la stabilisation des résidus solides permet de contenir certains contaminants contenus dans les cendres pour en réduire la toxicité.

Une comparaison plus approfondie des rejets des différents modes de valorisation énergétique sera effectuée dans la section de comparaison de la stratégie de gazéification des déchets.

2.5.5 Aspects socioculturels de la valorisation énergétique des résidus

La valorisation énergétique ne devrait s'appliquer que pour les déchets pour lesquels les autres stratégies de gestion (minimisation, réutilisation, recyclage) ne sont pas favorables selon certains critères (économiques, environnementaux, sociaux, politiques).

Les différents procédés de valorisation peuvent présenter des éléments modifiant l'acceptabilité sociale du risque par eux-mêmes et selon les stratégies de conditionnement des gaz utilisées.

2.5.6 Aspects législatifs de la valorisation énergétique des résidus

La valorisation énergétique des résidus est soumise à plusieurs normes d'opération et d'émission. L'obtention de certificat d'autorisation et de permis est requise. En ce qui a trait aux incinérateurs, il est interdit au Québec, depuis le 1^{er} décembre 1995, d'établir ou d'agrandir tout incinérateur de déchets solides. Le gouvernement se réserve toutefois le droit de lever cette interdiction pour une région donnée (Loi portant interdiction d'établir ou d'agrandir certains lieux d'élimination de déchets) [L-22; art. 1 et 2]. Dans ce cas, la construction d'un incinérateur de déchets urbains d'une capacité de 2 tonnes métriques par heure ou plus, l'augmentation de la capacité d'incinération d'un tel incinérateur afin d'en porter la capacité à 2 T/h ou plus est assujettie à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement [L-18; art. 2r)].

Les normes de concentration de contaminants dans le lixiviat des cendres dictent le mode de gestion à adopter (Règlement sur les déchets dangereux [R-22] et Règlement sur les déchets solides [R-23]).

2.5.7 Conclusion

L'implantation d'un programme de valorisation énergétique des résidus débute nécessairement par l'acceptabilité de la solution. Les conditions de minimisation du risque par un détournement efficace des déchets et un contrôle adéquat des émissions doivent être rencontrées avant d'entreprendre toute tentative de valorisation énergétique des résidus. Le tableau 2.8 résume les principaux avantages et inconvénients de la valorisation énergétique.

Tout comme l'indique la CSE [1993], il faut « ne permettre l'incinération que des déchets ne pouvant trouver une voie de récupération, ou pour lesquels l'incinération est un traitement d'élimination de choix ».

TABEAU 2.8 AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DE LA VALORISATION ÉNERGÉTIQUE

Avantages	Inconvénients
Réduction du volume et du poids des résidus	Demande un contrôle efficace des émissions gazeuses
Cendres résiduelles non putrescibles	Cendres concentrent certains contaminants (ex: métaux) et demandent une gestion adéquate
Demande relativement peu d'espace	Coût élevé en capital
Permet une récupération de l'énergie	Opérateurs de haut degré de technicité
	Certains résidus demandent des combustibles supplémentaires pour atteindre l'efficacité requise.

En ce qui a trait aux résidus générés à la Ville de Sherbrooke, les hypothèses suivantes permettent de déterminer la capacité que devrait avoir un système de valorisation énergétique.

- ♦ Déchets valorisables actuellement enfouis: 26 747 T/an
- ♦ Potentiel de réutilisation des déchets valorisables: 2 527 T/an
- ♦ Potentiel de recyclage des déchets valorisables: 2 569 T/an
- ♦ Déchets valorisables à la Ville de Sherbrooke: 21 651 T/an
- ♦ Proportion de déchets valorisables en provenance de la région immédiate: 40 % du total
- ♦ Capacité requise pour l'unité de valorisation: 36 000 T/an ou 4 T/h.

2.6 Enfouissement des résidus

2.6.1 Description du concept d'enfouissement des résidus

L'enfouissement est la principale méthode de disposition des déchets solides. Les égyptiens enfouissaient leurs déchets sans compaction il y a plus de 2 000 ans. L'enfouissement sanitaire est une méthode de disposition des déchets solides sur le sol de manière à protéger l'environnement en étendant des déchets en petite couche, compactés, couverts de sol à la fin de chaque journée de travail.

Les problèmes potentiels sont les suivants:

- ♦ génération et migration de gaz - les biogaz sont produits par la dégradation des solides par les micro-organismes;
- ♦ génération de lixiviat - le lixiviat est formé d'eau qui passe au travers du site; le lixiviat qui atteint l'eau de surface ou souterraine peut grandement en affecter la qualité;
- ♦ contrôle des rongeurs et de l'escarpement.

Les agences gouvernementales établissent certains critères hydrogéologiques et d'investigation des sols. L'étude doit inclure des cartes topographiques, des analyses de sols, une étude de la nappe d'eau souterraine, les modes de collection et de traitement du lixiviat et ventilation des biogaz. Des prérequis supplémentaires sont requis pour l'enfouissement des déchets dangereux. La sélection d'un lieu d'enfouissement est autant une question socio-politique que technique.

2.6.2 Aspects techniques de l'enfouissement des résidus

Plusieurs critères sont à considérer dans le choix de l'emplacement d'un site d'enfouissement des résidus, dont les suivants:

- ♦ distance des points de génération des résidus;
- ♦ disponibilité des terrains, restrictions de zonage, accès au site;
- ♦ conditions du sol, topographie, conditions climatiques;
- ♦ hydrologie des eaux de surface, conditions géologiques et hydrogéologiques;
- ♦ conditions d'environnement local (trafic, bruit, odeurs, poussières, impact visuel, contrôle des organismes biologiques, dangers pour la santé, valeurs des propriétés, réactions de la population avoisinante) et utilisation prévue du site après fermeture.

Une fois le site choisi, sa préparation se résume en la déviation des eaux d'écoulement de façon à réduire les eaux de lixiviation, l'installation de routes d'accès, de facilités de pesage et des clôtures, l'excavation et la préparation de la surface du site, l'installation des revêtements (de façon à réduire les risques de contamination des eaux souterraines) et des équipements de récupération du lixiviat et des gaz. Doivent aussi être prévus un programme de surveillance de l'eau souterraine, ainsi que les procédures de fermeture du site.

Ensuite, le placement des déchets doit se faire de façon à réduire les eaux de lixiviation et de permettre l'ajout des installations de récupération du lixiviat et des gaz. Le déchiquetage des déchets peut permettre de gérer 35 % de plus de déchets et élimine parfois le besoin de

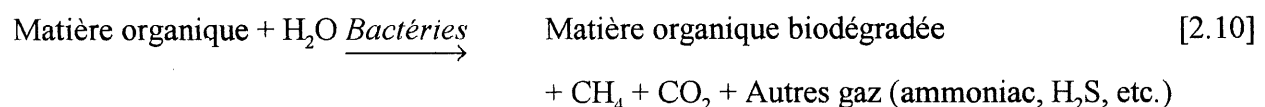
recouvrement journalier; il demande cependant des installations de broyage et souvent la disponibilité d'un site connexe conventionnel pour disposer des déchets non broyables.

En ce qui a trait au lixiviat, les sources d'eau conduisant à sa formation sont principalement les suivantes:

- ♦ précipitations sur la zone d'opération du site;
- ♦ infiltrations du couvercle du site complété;
- ♦ eaux souterraines qui peuvent circuler dans la formation géologique du site;
- ♦ d'une façon moindre, l'eau contenue dans les déchets et l'eau provenant des alentours.

Le lixiviat contient une variété de constituants chimiques dérivés de la solubilisation des matériaux déposés dans le site et des produits de réactions chimiques et biologiques. Les façons de limiter cette génération de lixiviat sont de faire contourner l'eau de surface par un système de drainage et de favoriser l'évaporation de l'eau d'infiltration. Le traitement et la disposition du lixiviat peut se faire, entre autres, par traitement physique et / ou biologique sur le site et la décharge dans un cours d'eau de surface et / ou par le traitement à une usine municipale.

Les biogaz sont le produit de la dégradation des solides par les micro-organismes. Ce taux de dégradation varie selon la nature du déchet (les déchets alimentaires se dégradent rapidement, le plastique beaucoup moins). Les facteurs affectant la dégradation sont l'hétérogénéité, les propriétés physiques, chimiques et biologiques, l'oxygène disponible, l'humidité, la température ainsi que la population microbienne [TCHOBANOGLIOUS et coll., 1993]. La génération des gaz suit 5 principales phases: 1) ajustement (principalement aérobique); 2) transition (développement des conditions anaérobiques); 3) phase acide (accélération de la production d'acides organiques); 4) phase de fermentation du méthane et 5) phase de maturation. Au début, les réactions sont donc aérobiques en présence d'oxygène et génèrent principalement du CO₂. Ensuite, les réactions deviennent anaérobiques:



Le biogaz généré contient donc majoritairement du méthane et du dioxyde de carbone. D'autres gaz incluent l'azote, l'oxygène, l'ammoniac et certains composés organiques retrouvés en trace. Le méthane généré est un gaz explosif à une concentration de 5 à 15 % dans un espace confiné, mais souvent peu d'oxygène est présent lorsque le méthane atteint ces concentrations; le

risque d'explosion augmente lorsque les gaz émis du site sont mélangés avec l'air. Le méthane peut aussi causer l'asphyxie d'une personne dans un endroit confiné et il peut tuer la végétation en asphyxiant les racines lorsqu'il passe au travers du sol.

Quand les gaz sont générés, ils peuvent créer une pression dans le site, faire craquer le couvert du site et entraîner des fuites. Ils peuvent aussi être adsorbés sur des solides et absorbés dans des liquides. Le lixiviat présent peut modifier la migration des gaz.

La façon de contrôler ce gaz est d'ériger des murs d'argile, d'installer des tranchées d'aération ainsi que des cheminées d'aération. Les systèmes de contrôle sont soit passifs (la pression des gaz générés dans le site sert de force motrice pour le mouvement des gaz) ou actifs (l'énergie sous la forme d'un vide créé est utilisée pour contrôler le mouvement des gaz). Souvent, les deux formes sont nécessaires pour répondre à l'évolution des réactions dans le site.

Il est possible de récupérer l'énergie contenue dans ces gaz par les actions suivantes:

- ♦ accroître la qualité des gaz pour le distribuer via des pipelines;
- ♦ utiliser le gaz directement sur le site dans des bouilloires;
- ♦ générer de l'électricité par la conversion via une turbine à gaz.

Notons que la récupération de ces gaz est généralement limitée aux sites de plus de 1 million de tonnes. Peu de sites d'enfouissement sont actuellement munis de système de captage des biogaz au Québec [CSE, 1993]. Il est difficile de capter ces gaz; les systèmes actuels ont une efficacité d'environ 60 % et les taux maximum possibles sont d'environ 80 % [CSE, 1993].

Les étapes de fermeture du site doivent minimiser les besoins d'entretien futurs et réduire les effets négatifs à long terme. Elles doivent prévoir une revégétation, un système de contrôle du biogaz et de collection du lixiviat. L'utilisation des lieux d'enfouissement sanitaire comme aire de loisirs, pour la construction, ou autre, doit être contrôlée rigoureusement selon les risques à la santé amenés par cette source d'exposition de la population.

2.6.3 Aspects économiques de l'enfouissement des résidus

Les coûts directs d'enfouissement sont connus et facilement inclus dans le prix, mais les coûts indirects et à long terme sont difficilement considérés. La politique de fixation des prix est souvent aléatoire. Elle influence l'applicabilité des stratégies de détournement des déchets. Les coûts québécois sont beaucoup moindres que les coûts américains qui sont d'environ 100 \$/T. Les coûts d'enfouissement des déchets au LES de la Ville de Sherbrooke varient selon le volume

global des producteurs. Par exemple, ils sont de 19 \$/T pour un producteur produisant plus de 30 000 T/an et de 25 \$/T pour un producteur de moins de 20 000 T/an [DE CONINCK et coll., 1996a].

2.6.4 Aspects environnementaux de l'enfouissement des résidus

L'enfouissement des résidus peut avoir des effets considérables sur l'environnement: les contaminants sont émis sur une longue durée et le contrôle est très réduit. Deux média sont à considérer: le lixiviat produit et les biogaz émis.

La composition du lixiviat varie selon le stage de décomposition des déchets et de la composition de ceux-ci. Certains déchets industriels introduits dans le site peuvent augmenter considérablement la concentration du lixiviat en certains contaminants particuliers. Il est très important de vérifier la composition des déchets qui sont introduits dans le site. La présence de déchets dangereux introduits sans le savoir ou de façon illégale, peut entraîner de très importantes contaminations du lixiviat. Le tableau 2.9 reprend les concentrations moyennes des différents constituants retrouvés dans le lixiviat des sites d'enfouissement avant traitement. Selon le CSE [1993], « mal contrôlés, les lixiviats peuvent entraîner des effets nocifs par le contact direct ou l'absorption d'eaux contaminées par les populations. La contamination de prise d'eau de consommation serait le risque le plus probable pouvant affecter la santé publique ».

De plus, les effluents des sites d'enfouissement peuvent présenter une contamination bactérienne. Il existe plusieurs sources de micro-organismes pathogènes dans les déchets solides (mouchoirs de papier, selles d'animaux domestiques, couches et essuie-tout souillés, résidus de jardin, nourriture, boues d'épuration, etc.). Le recouvrement quotidien des sites réduit les risques de contamination mais les micro-organismes peuvent être entraînés hors du site par le lixiviat et contaminer les réseaux hydrographiques de surface et souterrains.

Ces dernières années, on a observé une préoccupation croissante du risque que représente l'émission de biogaz pour les résidents et des écosystèmes à proximité des sites d'enfouissement et des écosystèmes. Notons que le taux de génération des biogaz varie grandement selon le taux d'humidité du site. Il peut n'être que de 17 % par rapport à un site habituel lorsque le taux d'humidité est trop faible [CORBITT, 1986]. Le tableau 2.10 en résume les principaux constituants. La présence de plusieurs gaz traces est souvent reliée aux déchets industriels présents dans le site.

**TABLEAU 2.9 CONCENTRATIONS DE CONSTITUANTS RETROUVÉS DANS LE
LIXIVIAT DES SITES D'ENFOUISSEMENT**

Sources: GLYSSON [1990], TCHOBANOGLOUS et coll. [1993], ROBINSON [1986], LUND [1993]

Constituant	Jeune site (< 2 ans) (mg/L)			Site mature (>10 ans) (mg/L)			Site typique (mg/L)
DBO ₅	2 000	-	30 000	100	-	200	10 000
COT	1 500	-	20 000	80	-	160	6 000
DOC	3 000	-	60 000	100	-	500	18 000
Solides en suspension	200	-	2 000	100	-	400	500
Azote organique	10	-	800	80	-	120	200
Azote ammoniacal	10	-	800	20	-	40	200
Nitrate	5	-	40	5	-	10	25
Phosphore total	5	-	100	5	-	10	30
Alcalinité (CaCO ₃)	1 000	-	10 000	200	-	1 000	3 000
pH	4.5	-	7.5	6.6	-	7.5	6.0
Calcium	200	-	3 000	100	-	400	1 000
Magnésium	50	-	1 500	50	-	200	250
Potassium	200	-	1 000	50	-	400	300
Sodium	200	-	2 500	100	-	200	500
Chlorides	200	-	3 000	100	-	400	500
Sulfates	50	-	1 000	20	-	50	300
Fer total	50	-	1 200	20	-	200	60

Constituant	Site typique (mg/L)	Constituant	Site typique (ppb)
Aluminium	20	Benzène	4 - 1080
Argent	0.2	Tétrachlorure de carbone	6 - 398
Arsenic	40	Chloroforme	27 - 31
Barium	9	Dichloroéthane	1 - 11 000
Béryllium	0.08	Dibromure d'éthylène	5
Cadmium	0.06	Chlorure de méthylène	2 - 220 000
Chrome	0.6	Tétrachloroéthylène	2 - 620
Cuivre	0.2	Trichloroéthane	1 - 13 000
Cyanures	0.2	Trichloroéthylène	1 - 1 300
Fluorures	1.3	Chlorure de vinyle	8 - 61
Manganèse	20		
Mercure	0.16		
Nickel	4.2		
Plomb	0.5		
Sélénium	0.2		
Zinc	45		

Selon le CSE [1993], « les études en évaluation du risque pour la santé concluent que des excès de problèmes de santé (notamment le cancer) pourraient survenir, mais souffrent pour la très grande majorité d'une incertitude quant à la caractérisation de l'exposition réelle des populations et de la relation dose-réponse des principaux COV ».

TABLEAU 2.10 PRINCIPAUX CONSTITUANTS DES BIOGAZ DES SITES D'ENFOUISSEMENT

Sources: ROBINSON [1986], TCHOBANOGLIOUS et coll. [1993], LUND [1996]

Constituant	Concentration (% volume sec)	Constituant	Concentration (ppbv)
Méthane	45 - 60	Benzène	500 - 29 000
Dioxyde de carbone	40 - 60	Tétrachlorure de carbone	5 - 2 100
Azote	2 - 5	Chloroforme	2 - 171 000
Oxygène	0.1 - 1	Dichloroéthane	20 - 34 100
Hydrocarbures aromatiques et cycliques	0.2	Dibromure d'éthylène	1 - 2 000
Hydrogène	0.1	Chlorure de méthylène	6- - 260 000
Sulfure d'hydrogène	0.01	Tétrachloroéthylène	10 - 62 000
Monoxyde de carbone	0.1	Trichloroéthane	10 - 21 000
Composés en trace	0.01 - 0.6	Trichloroéthylène	10 - 20 000
		Chlorure de vinyle	500 - 120 000

2.6.5 Aspects socioculturels de l'enfouissement des résidus

L'enfouissement des résidus est certes la solution la plus facile à court terme; elle ne demande aucun effort de la part des générateurs. Dans certaines circonstances, les sites d'enfouissement peuvent être difficiles à implanter ou à agrandir, selon, par exemple, la relation entre le gestionnaire et la population et la transparence de son mode de gestion. Les préoccupations environnementales visent l'utilisation de ces sites principalement pour les résidus non valorisables autrement.

2.6.6 Aspects législatifs de l'enfouissement des résidus

L'enfouissement des résidus est soumis au règlement sur les déchets solides [R-23]. Une révision du règlement est attendue depuis plusieurs années au Québec. Les audiences publiques qui ont lieu actuellement permettront cette mise à jour. Et le gouvernement, par la Loi sur la Qualité de l'Environnement se réserve le droit de fixer des normes différentes de celles prescrites par règlement pour assurer une protection accrue de l'environnement [L-21; art. 3]. De plus, les

projets d'aménagement ou d'agrandissement d'un LES doivent suivre la procédure d'évaluation et d'examen des impacts depuis le 14 juin 1993 [L-2.1; art. 1]. En fait, tout établissement ou agrandissement des LES est interdit à compter du 1^{er} décembre 1995 [L-2.2; art.1]. Le gouvernement se réserve toutefois la possibilité de lever cette interdiction pour une région donnée [L-2.2; art. 2].

2.6.7 Conclusion

Les principales préoccupations relatives à l'enfouissement des résidus consistent en la perte de ressources que ceci entraîne, le risque relié à la formation de lixiviat et de biogaz qui peuvent migrer hors du site et causer la contamination de cours d'eau de surface ou de nappes d'eau souterraine, des odeurs, etc. Actuellement, les risques à la santé et aux écosystèmes sont encore difficiles à évaluer.

Actuellement, environ 68 000 T/an de déchets en provenance de la Ville de Sherbrooke sont enfouis au LES de cette ville. Une compaction des déchets permettant d'atteindre 0,7 T/m³ demande un volume de 97 000 m³/an pour enfouir les déchets générés par cette ville.

2.7 Conclusion de ce chapitre

Cette revue des principales possibilités et limites des stratégies de gestion des résidus sous l'angle du cycle de vie de production des produits, montre clairement le besoin d'un regard multidisciplinaire pour optimiser l'utilisation de ces ressources. L'aspect économique et la connaissance des risques sont les facteurs motivateurs à l'action. La figure 2.6 résume les grandes étapes du développement et de l'implantation d'un programme de gestion des résidus. Notons qu'un article de la Loi sur la Qualité de l'Environnement, qui est actuellement non en vigueur, prévoit donner ultérieurement le droit au gouvernement de prescrire ou prohiber, relativement à une ou plusieurs catégories de déchets, tout mode d'élimination [L-8].

Depuis peu, le gouvernement du Québec a mis sur pied la Société québécoise de récupération et de recyclage des résidus qui a pour objet de « promouvoir, de développer et de favoriser la réduction, le réemploi, la récupération et le recyclage de contenants, d'emballages, de matières ou de produits ainsi que leur valorisation dans une perspective de conservation des ressources. » [L-12; art. 18]. L'avenir montrera les possibilités de réalisation de cette société.

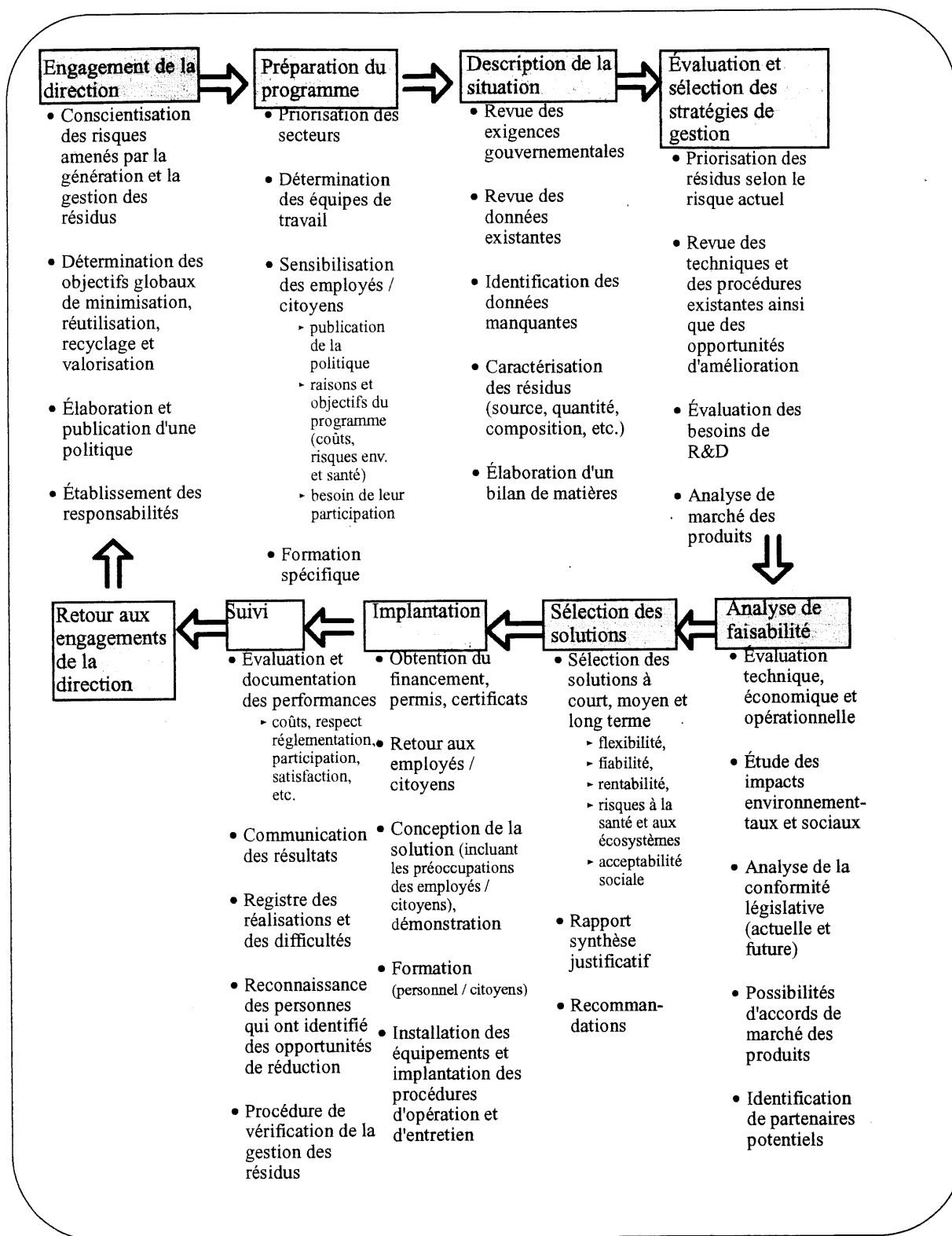


Figure 2.6 Processus de développement et d'implantation d'un programme de gestion des résidus

Un programme efficace de gestion des résidus peut améliorer la situation des entreprises. Son implantation demande toutefois la participation de partenaires (par exemple pour implanter un réseau de redistribution de résidus à réutiliser). Comme la gestion optimale de ces ressources demande souvent de changer l'attitude des générateurs, le processus de développement et d'implantation d'un programme de gestion des résidus doit assurer l'intervention de chaque intervenant de façon à connaître ses préoccupations pour agir de façon optimale.

3.0 SITUATION DE LA GAZÉIFICATION DES DÉCHETS SOLIDES

Le terme déchets est utilisé ici contrairement au terme résidus. En fait, la valorisation énergétique, dont la gazéification, ne devrait s'appliquer qu'aux déchets pour lesquels il n'existe aucune autre possibilité de minimisation, réutilisation, recyclage ou autre forme de valorisation. Il s'agit d'un mode de gestion qui ne devrait être utilisé qu'en dernier recours, privilégié à l'enfouissement qui ne permet que très peu de récupération d'énergie via les biogaz émis.

Il existe trois principaux processus de valorisation énergétique. L'incinération est le processus le plus appliqué actuellement. Il consiste à fournir un excès d'oxygène lors de la combustion des déchets. La capacité minimale d'une unité d'incinération est d'environ 100 T/j [CORBITT, 1989], limite imposée principalement par des considérations économiques.

La gazéification est un procédé d'oxydation partielle qui utilise environ 30 % de l'oxygène requis pour une combustion complète. Il se produit alors une conversion qui génère un gaz ayant une valeur énergétique d'environ 6 à 7 MJ/Nm³ (comparativement à la valeur énergétique du gaz naturel qui est d'environ 40 MJ/Nm³). Le gaz synthétique formé, ou un mélange de ce gaz avec du gaz naturel, peut être conditionné selon les besoins soit pour la synthèse chimique ou pour une transformation en vapeur, en électricité, en chaleur ou leurs combinaisons.

Le processus de pyrolyse qui est un processus de conversion thermique par décomposition ou modification chimique des déchets en l'absence d'oxygène. Il génère des huiles pyrolytiques, du gaz et de charbon. La pyrolyse est particulièrement attrayante pour le traitement des résidus dangereux parce qu'elle permet un contrôle plus précis du processus.

Ces différents procédés génèrent des quantités de gaz très différentes. Par exemple, l'incinération, en utilisant un excès d'oxygène pour la combustion, génère environ 4 700 Nm³ par tonne de déchets [DERENZO, 1978] et même près de 5 900 Nm³ / T dans le cas de l'incinérateur de la Ville de Québec [ENVIRONNEMENT CANADA, 1988]. La gazéification ne génère environ que 1 700 Nm³ par tonne de déchets avant combustion, simplifiant ainsi les opérations de conditionnement des gaz et permettant de concevoir des unités de gazéification de capacité moyenne relativement aux unités d'incinération. La figure 3.1 illustre les différences entre les approches d'incinération et de gazéification. L'objectif de la gazéification couplée avec la combustion des gaz, est d'accroître le rendement énergétique par rapport à l'incinération en plus de réduire les émissions de contaminants. Le gaz synthétique généré par le gazogène doivent être

conditionnés avant leur combustion. Ils peuvent être traités froids par des systèmes de lavage ou chauds pour accroître l'efficacité énergétique. La gazéification complète transforme la totalité du solide en gaz, exception faite des matières inorganiques qui se retrouvent en partie dans les cendres. Deux grandes classes distinguent les unités de gazéification: les unités fonctionnant sous haute pression ou sous pression atmosphérique. Ces dernières présentent une plus grande stabilité, une température d'opération plus précise, une bonne conversion du carbone et une minimisation de la production de goudron.

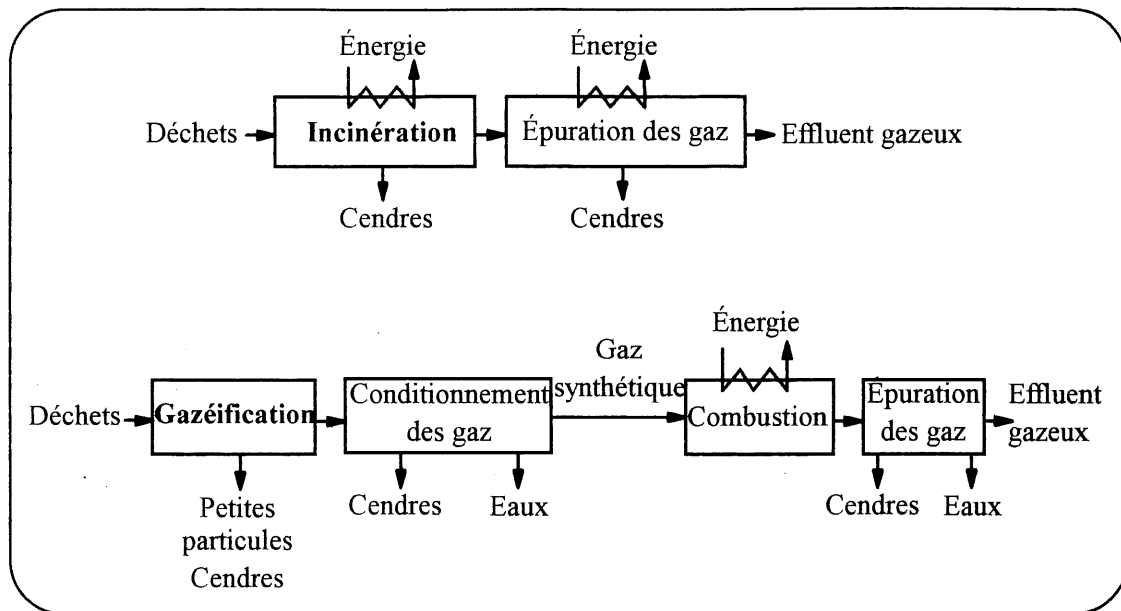


Figure 3.1 Différences entre les approches d'incinération et de gazéification

Le mode de transport des solides décrit également l'unité de gazéification. Les solides peuvent se déplacer par gravité, par force mécanique comme dans le cas d'un four rotatif, par entraînement comme dans le cas d'un lit fluidisé ou d'un lit circulant. Les gazogènes à lit fluidisé permettent un excellent contact solide-gaz, une température stable, une réduction des points chauds, un contrôle plus facile du temps de résidence. Certains modes de transport du solide permettent l'ajout d'agents réactifs au lit pour faire réagir les contaminants gazeux présents. Une préoccupation est la présence, soit dans le matériau formant le lit ou un composé du solide alimenté, de composés qui peuvent occasionner une agglomération du lit.

Les systèmes de gazéification sont habituellement plus simples que l'incinération; ils demandent des températures inférieures et présentent moins de parties mobiles. Ils exigent cependant une meilleure sélection et préparation des combustibles. Parmi les matières premières potentielles, se retrouvent différentes biomasses tel le bois, des déchets industriels comme différents plastiques, des déchets domestiques brut ou sous forme de plaquettes, etc.

La technologie de gazéification de la biomasse et des résidus présente plusieurs avantages mais n'est toutefois pas encore bien implantée, principalement à cause des faibles coûts des sources d'énergie traditionnelles et d'enfouissement des déchets. Aussi, la transformation du gaz généré en électricité via les turbines à gaz ou les moteurs n'est pas encore bien maîtrisée.

La présente étude vise à mieux saisir et comparer les performances de la gazéification des déchets et du système de conditionnement des gaz utilisé en comparaison avec les autres stratégies de gestion disponibles actuellement et principalement de valorisation énergétique. Ceci permettra de mieux saisir les opportunités de la gazéification et de conditionnement des gaz et les améliorations à y apporter.

3.1 Description du système étudié

3.1.1 Description de l'unité pilote de gazéification et du système de conditionnement des gaz

Le Centre de Recherches sur les Technologies et Procédés de Conversion de l'Université de Sherbrooke travaille sur une unité de gazéification d'une capacité d'environ 50 kg/h. Actuellement, une bonne connaissance des principes et modes de fonctionnement de cette unité est acquise. Des travaux de modélisation ont été faits [BILODEAU, 1991], d'épuration des gaz [LARAMÉE, 1994], de reformage catalytique des gaz avec un catalyseur à base de nickel [BANGALA, 1996], de co-combustion avec du gaz naturel, etc.

L'unité, qui fonctionne à pression barométrique, est un gazogène à lit fluidisé (du sable est utilisé comme agent de fluidisation), auquel est ajouté un dispositif de préchauffage au propane, un système d'alimentation approprié pour introduire les matières solides et un système qui permet la combustion du gaz synthétique après conditionnement.

Le gazogène est constitué d'un cylindre d'un diamètre intérieur de 0,305 m à la base, soit jusqu'à 1,90 m au-dessus de la grille et de 0,46 m dans la partie supérieure. La hauteur interne totale est de 2,90 m. Le réacteur est composé d'une couche de 60 mm de réfractaire, de 80 mm

d'isolant et d'un réservoir d'acier. Un lit interne de sable permet la fluidisation; il s'agit d'un sable de silice de taille moyenne de 0,5 mm, d'une hauteur au repos de 0,45 à 0,60 m. Ce sable peut être changé, soit en composition chimique ou en dimension, selon les besoins. L'alimentation du combustible est assurée par une trémie accompagnée d'un doseur rotatif qui se déverse dans le distributeur à vis du réacteur qui alimente directement le lit. L'air fourni par un compresseur est utilisé comme agent oxydant et fluidisant. De l'oxygène peut également être utilisé s'il y a lieu. Le gaz est distribué en 2 courants. Un régulateur de débit règle l'écoulement à travers une plaque distributrice composée de 9 tuyères. Le courant secondaire est introduit à l'entrée de la vis d'injection du combustible. Le courant d'air principal est chauffé par un préchauffeur au propane lors du démarrage jusqu'à ce que le lit atteigne environ 450 °C de façon à assurer l'alimentation sécuritaire du solide dans le lit. Un ratio stoechiométrique d'environ 30 % de l'oxygène requis pour la combustion complète est maintenu pour assurer la gazéification du combustible.

Les gaz synthétique sorte du réacteur avec une certaine proportion de petites particules (dont du sable de fluidisation) qui varie selon les conditions d'opération. Un cyclone primaire sépare une partie de ces petites particules qui sont retournées au réacteur ou déversées dans un cendrier pour fins d'analyse. Une autre partie des petites particules, i.e. les cendres volantes, sont récupérées dans un autre cendrier suite à leur collection par un deuxième cyclone. À la sortie du deuxième cyclone, les gaz sont conditionnés par un système de lavage visant à épurer de possibles contaminants. Dans les expériences de cette étude, une partie des gaz (environ 23 %) a été assujettie au système de conditionnement des gaz par le système de lavage. Le système utilisé est présenté à la figure 3.2. Il comprend une tour de refroidissement suivie d'une unité de lavage par venturi et d'un demister cyclonique; l'eau de lavage contenant les goudrons récupérés est ensuite traitée par une technologie d'oxydation humide et par l'adsorption utilisant les petites particules riches en carbone provenant des cendriers. Une partie des petites particules sont recyclées dans le gazogène et une autre est enlevée du système en tant que purge. Pendant la gazéification, l'eau de lavage peut être recirculée jusqu'à la saturation par les organiques dissous.

La gazéification comprend 3 processus physico-chimiques: le séchage, la pyrolyse éclairée suivie de l'oxydation partielle des produits de pyrolyse [BILODEAU, 1991].

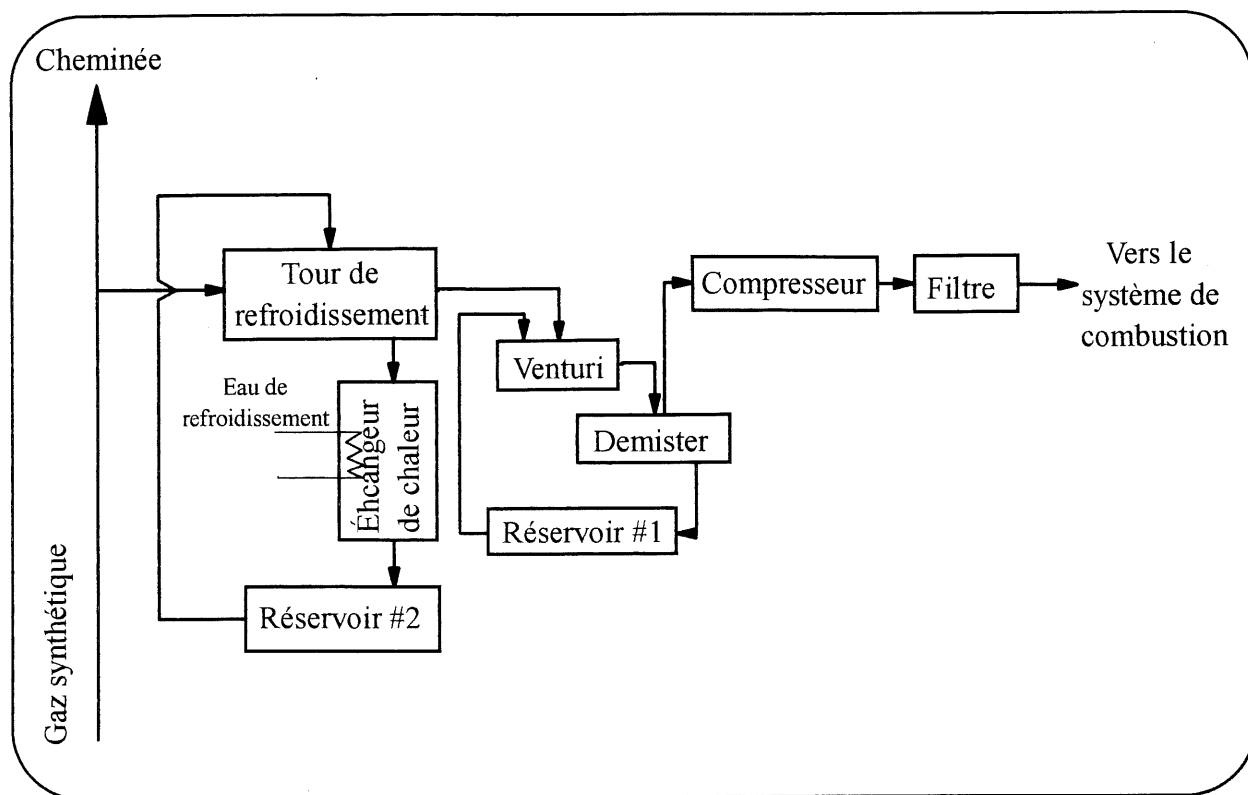


Figure 3.2 Système de lavage du gaz synthétique

Suite à la pyrolyse, les résidus de carbonisation se combinent avec l'oxygène, l'hydrogène et le gaz carbonique pour donner respectivement du gaz carbonique, du méthane et du monoxyde de carbone. Certains goudrons subissent un réaménagement intramoléculaire produisant certains composés aromatiques polycycliques. D'autres se décomposent en gaz stables tels le monoxyde de carbone, l'hydrogène et le méthane.

3.1.2 Matières premières utilisées

Trois matières premières ont été utilisées dans le cadre de cette étude. Un essai a été effectué avec du combustible dérivé de déchets urbains (CDD) pour connaître l'efficacité de la gazéification en tant que possible stratégie de conversion des déchets domestiques. Ce combustible a été composé pour représenter sensiblement les proportions des constituants des déchets domestiques générés à la Ville de Sherbrooke. Les proportions retenues de papier, plastique et bois sont reprises au tableau 3.1. Environ 1,5 % de PVC a été incorporé dans le plastique utilisé de façon à vérifier le comportement du chlore dans un tel procédé.

TABEAU 3.1 COMPOSITION DU COMBUSTIBLE DÉRIVÉ DE DÉCHETS (CDD)

Composant	Pourcentage (massique)
Papier / carton	72
Bois	15
Plastique	13

Un essai a été réalisé avec des copeaux de bois pour connaître les performances de la gazéification avec de la biomasse résiduelle provenant de scieries. Ce bois a été enrichi avec des métaux lourds pour étudier la distribution de ces contaminants dans les différents effluents du gazogène.

Puis un essai a été réalisé avec du polyéthylène pur pour connaître le comportement de la gazéification d'un déchet industriel très homogène et de plus grande capacité calorifique que les déchets ou la biomasse.

Différentes analyses ont été effectuées sur ces matières pour en connaître la composition et le comportement. Les principaux résultats seront donnés à la section 3.2 et les autres résultats seront fournis à l'annexe A. Les analyses effectuées sur les matières premières sont:

- ♦ la composition par une analyse élémentaire (moyenne de 2 analyses);
- ♦ le taux d'humidité (méthode TAPPI standard, moyenne de 4 évaluations);
- ♦ la calorimétrie (Oxygen Bomb Calorimeter);
- ♦ la granulométrie;
- ♦ la teneur en cendres (méthode TAPPI standard);
- ♦ la teneur en métaux (Cu, Ni, Pb, Zn par ICP);
- ♦ la lixiviation (Procédure d'évaluation des caractéristiques des déchets solides et des boues pompables).

Dans le cas du bois, seul le bois enrichi de métaux a été analysé; le bois initial aurait dû être analysé pour établir de meilleurs bilans. De plus, les matières ont été calcinées avant leur digestion acide; une partie des métaux s'est ainsi évaporée.

3.1.3 Caractérisation des effluents

Tous les effluents de l'unité de gazéification, i.e., les petites particules, les cendres, le sable du lit de fluidisation, les effluents gazeux et les rejets de l'unité de lavage des effluents ont été

caractérisés. Les principaux résultats seront donnés à la section 3.2 et les autres résultats seront fournis à l'annexe C.

Un échantillon des petites particules (mélange de cendres et de sable du lit de fluidisation) au cendrier #1 et les cendres du cendrier #2 générés a été recueilli pour chaque essai. Ils ont été analysés séparément dans le cas de l'essai avec le polyéthylène.

Les gaz ont été échantillonnés par trois systèmes. Premièrement, la composition du gaz a été évaluée en prenant soins de retirer les goudrons et l'humidité présents. L'analyse s'est faite à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (HP 5890, série II) qui permet de calculer la composition globale du gaz (H_2O , H_2 , CO , CO_2 , N_2 , O_2 , etc.). Deuxièmement, la présence de certains gaz pouvant être toxiques (HCl et benzène) ainsi que les SO_x , les NO_x a été déterminée par colorimétrie en utilisant un instrument de Matheson-Kitagawa. Troisièmement, un système d'échantillonnage (méthode d'Environnement Canada [1974]) permet d'évaluer la teneur en particules dans les gaz ainsi que certaines autres caractéristiques via l'analyse des eaux de barbotage des gaz échantillonnés.

Pour les composés organiques, les composés suivants ont été analysés: benzène, toluène, phénol, o-crésol, p-crésol, naphthalène et quinoline. Il aurait été très avantageux de pouvoir évaluer la teneur des composés organiques retenus par les autorités gouvernementales, tel que ceux énumérés dans la procédure d'évaluation et de caractérisation des boues pompables du gouvernement du Québec, composés qui peuvent présenter de plus grands risques pour les écosystèmes et la santé des humains. Les dioxines et les furannes n'ont pu être évalués dû à des contraintes budgétaires. L'analyse des composés organiques a été très limitée et les limites de détection atteintes sont relativement élevées. Un système de concentration des échantillons aurait permis d'améliorer la caractérisation de ces composés.

La procédure de mesure des émissions de particules provenant de sources fixes publiée par le Service de la protection de l'environnement d'Environnement Canada a été utilisée pour déterminer la teneur en particules émises avant et après le système de lavage des gaz. Un résumé de cette procédure est présenté dans LARAMÉE [1994]. La détermination de la teneur en particules dans un gaz demande un échantillonnage isocinétique, i.e., de maintenir une vitesse d'échantillonnage des gaz qui soit égale à la vitesse des gaz. Un échantillonnage trop rapide entraîne une surestimation de la concentration des particules, tandis qu'un échantillonnage trop

lent entraîne une sous-estimation. La vitesse du gaz échantillonné dans la buse d'échantillonnage est ajustée à partir des mesures de vitesse du gaz obtenues par le tube de pitot. Les particules sont retenues par un filtre de verre placé dans une enceinte chauffée afin d'éviter toute condensation d'eau ou de goudron. Les gaz sont ensuite refroidis, l'humidité et certains contaminants sont retenus par une série de 2 barboteurs d'eau, d'un barboteur de gel de silice et d'un barboteur contenant de la laine. Ces barboteurs sont entourés d'un bain de glace pour refroidir les gaz. Les paramètres du système d'échantillonnage sont résumés en annexe C. De façon à réduire la turbulence des gaz, les limites d'espacement entre les raccords, les coudes ou les autres changements de trajectoire des gaz stipulées dans le protocole d'échantillonnage sont respectés. La principale erreur relevant de cette procédure demeure la mesure de la vitesse des gaz avec le tube de pitot.

Et finalement, les eaux du système de lavage ont aussi été échantillonnées à différents stades de recirculation et analysées.

3.2 Résultats de la caractérisation des matières premières et des effluents du gazogène

Le tableau 3.2 reprend certains paramètres des conditions d'opération du gazogène pour les essais réalisés avec le bois, le combustible dérivé des déchets (CDD) et le polyéthylène (PE).

TABLEAU 3.2 CONDITIONS D'OPÉRATION DU GAZOGÈNE

Paramètre	Bois	CDD	PE
Température d'opération du gazogène (°C)	765	655	800
Capacité calorifique de la matière première (MJ/kg)	20,2	22,1	26,5
Temps d'opération (h)	2,75	1,77	20,4
Quantité de matière première utilisée (kg)	110	88,3	323
Quantité de petites particules et de cendres (cendriers #1 et #2) (kg)	13,3	2,2	#1 8,0 #2 0,25
Quantité de sable dans le gazogène (kg)	50	55	54,5

La capacité calorifique du CDD est évaluée en sachant la proportion et la capacité calorifique des constituants: 72 % de papier (20,4 MJ/kg), 15 % de bois (20,2 MJ/kg) et 13 % de plastique (34 MJ/kg). On remarque la variation entre les essais des quantités de particules

recueillies dans les cendriers. Des débits d'air différents, principalement durant la période de préchauffage, ont probablement créé des vitesses de fluidisation différentes et ainsi des quantités de particules différentes.

Le tableau 3.3 reprend la teneur en métaux des matières premières utilisées, évaluée par une digestion acide et une analyse par ICP. Notons que la calcination de la matière avant la digestion acide a malheureusement entraîné la volatilisation de certains métaux. Dans le cas du bois, l'annexe B présente l'évaluation de l'ajout de métaux à partir des masses additionnées. On observe que l'analyse du bois enrichi présente des concentrations de métaux beaucoup inférieures aux concentrations anticipées. Ceci est probablement dû à la calcination de la matière avant la digestion acide. On note par ailleurs que toutes les matières contiennent du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du plomb (Pb) et du zinc (Zn). L'ajout de ces métaux comme traceurs dans le cas du bois augmente leur concentration. L'annexe A présente les résultats complémentaires sur les matières premières utilisées. On remarque que le polyéthylène contient une plus grande proportion de plomb et de zinc dans la matière première.

TABLEAU 3.3 TENEUR EN MÉTAUX DANS LES MATIÈRES PREMIÈRES

Paramètre	Métaux ajoutés au bois (g/T)	Bois avec métaux	CDD	PE
Volume eau régale (mL)		100	100	100
Masse utilisée (g)		99,59	4,60	46,19
Concentration métaux eau régale (ppm) / matière (g/T)				
Cu	822	17,2 / 17,3	1,08 / 23,5	2,2 / 4,8
Ni	380	11,0 / 11,0	2,02 / 43,9	2,8 / 6,1
Pb	538	17,6 / 17,7	3,35 / 72,8	116,8 / 25
Zn	972	33,3 / 33,4	6,76 / 147	70,3 / 152

En ce qui a trait aux émissions gazeuses, le tableau 3.4 reprend les caractéristiques de ce gaz avant et après l'unité de lavage. Les données supplémentaires concernant l'échantillonnage de ces gaz sont données à l'annexe D. Les résultats complémentaires de caractérisation des effluents gazeux sont donnés à l'annexe C - Partie II. Notons que seulement une partie des gaz émis ont été détournés vers l'unité de lavage (environ 23 %). On remarque que l'alimentation fixée pour le polyéthylène a généré un plus faible débit de gaz, celui-ci étant plus riche en hydrocarbures, il a un plus grand pouvoir calorifique. Le CDD a généré un gaz de capacité

calorifique raisonnable. On remarque également que l'unité de lavage des gaz a retenu une proportion élevée des particules sortant de l'unité de gazéification. La concentration de particules lorsque l'alimentation est du polyéthylène est plus élevée que pour les autres matières premières.

TABLEAU 3.4 CARACTÉRISTIQUES DES ÉMISSIONS GAZEUSES AVANT ET APRÈS L'UNITÉ DE LAVAGE DES GAZ

Paramètre	Bois	CDD	PE
Débit des gaz de cheminée avant lavage (Nm ³ /kg de combustible)	2,4	1,7	3,2
Concentration en particules des gaz (mg/Nm ³)			
Avant lavage	1 840	11 522	1 980
Après lavage	49	3,4	350
Pouvoir calorifique du gaz (MJ/Nm ³)	6,2	6,8	7,1

Notons que le pouvoir calorifique des gaz de synthèse est évalué à partir de leur composition reprise au tableau 3.5 ainsi que par la chaleur de combustion de chacun de ces éléments. Un exemple de spectre d'analyse est donné à l'annexe E.

TABLEAU 3.5 COMPOSITION DU GAZ SYNTHÉTIQUE (% volume)

Substance	Bois	CDD	PE
H ₂	2,6	1,7	1,7
CO ₂	13,3	12,9	9,6
C ₂ H ₄	1,8	2,5	5,8
C ₂ H ₆	0,24	0,5	0,28
C ₃ H ₆	0,25	0,84	0,26
C ₃ H ₈	0,03	0,09	0,03
O ₂	0,89	0,73	1,1
N ₂	56,7	58,2	71,5
CH ₄	4,5	3,8	5,5
CO	19,6	18,8	4,2

Une étude colorimétrique a également été effectuée sur les gaz émis avant et après l'unité de lavage. Les résultats sont donnés au tableau 3.6. Les données pour le CDD sont celles recueillies dans le cas où le CDD avait les caractéristiques des déchets retrouvés en Espagne, les données pour le CDD représentatif du Québec n'étant pas disponibles. Ce CDD contient des

concentrations supérieures de plastique (30 % vs 13 % pour le Québec - ceci est dû à une meilleure gestion du papier et du bois dans ce pays), ce qui donne une plus grande charge de PVC. On observe que les NO_x n'ont pas été détectés par la méthode de caractérisation utilisée, tout comme les SO_2 . Du HCl a été retrouvé avant lavage dans les cas des essais avec le bois et le CDD de l'Espagne. Du benzène a été détecté dans tous les cas mais sous de faibles concentrations. Notons que cette technique de caractérisation est peu fiable en raison de sa grande marge d'erreur. Les résultats obtenus ne doivent être utilisés que comme indicateurs.

TABLEAU 3.6 GAZ TOXIQUES ET ACIDES (ppm)

Contaminant	Bois		CDD - Espagne		PE	
	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après
NO_x	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
SO_x	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
HCl	20	< 10	30	< 10	ND	ND
Benzène	5 - 10	5 - 10	10 - 20	10 - 20	5 - 10	3 - 5

ND Non Disponible

La concentration de métaux dans les gaz émis avant et après lavage a également été évaluée en analysant la concentration des 4 métaux dans les eaux des barboteurs des trains d'échantillonnage. Les résultats sont donnés aux tableaux 3.7 et 3.8 pour les essais avec le CDD et le polyéthylène respectivement. Un exemple de calcul est donné à l'annexe B. Les concentrations de métaux dans les gaz générés lors de la gazéification du bois sans ajout de métaux ne peuvent être estimées puisque l'analyse du bois initial n'a pas été faite et que l'analyse du bois enrichi est erronée, montrant des concentrations de métaux inférieures aux ajouts faits. La concentration initiale de métaux dans l'eau de robinet a été soustraite de la concentration retrouvée dans les barboteurs pour ne considérer que les métaux en provenance des gaz. Tous les résultats présentés ne proviennent que d'une seule analyse, exception faite de l'analyse de l'eau de robinet qui est le résultat de la moyenne de 2 analyses. L'analyse du plomb dans le cas du polyéthylène est erronée; elle est reprise en annexe C.

TABLEAU 3.7 ÉMISSION DE MÉTAUX - CAS DE LA GAZÉIFICATION DU CDD

Métaux	Eau robinet (mg/L)	Avant lavage			Après lavage		
		L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	Gaz ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	Gaz ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)
Cu	0,08	0,20	0,84	3 456	0,12	0,56	229
Ni	0,02	0,28	0,07	1 063	0,06	0,03	23
Pb	0,02	0,99	0,17	3 820	0,05	0,03	18
Zn	0,06	3,91	0,53	4 975	0,27	0,12	123

TABLEAU 3.8 ÉMISSION DE MÉTAUX - CAS DE LA GAZÉIFICATION DU
POLYÉTHYLÈNE

Métaux	Eau robinet (mg/L)	Avant lavage			Après lavage		
		L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	Gaz ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	Gaz ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)
Cu	0,08	0,25	0,092	396	0,095	0,39	47
Ni	0,02	0,98	0,018	1 948	0,32	0,021	48
Zn	0,06	2,41	0,042	4 770	14,8	0,33	2 379

En ce qui a trait à la caractérisation des petites particules, notons tout d'abord que les cendres générées dans le cas de la gazéification du polyéthylène sont séparées en deux parties, la première représentant les petites particules recueillies dans le cendrier # 1 et la seconde, les cendres du cendrier # 2. Dans les autres cas, les particules des deux cendriers ont été mélangées. Dans le cas du polyéthylène, les cendres du cendrier # 2 sont générées en beaucoup plus faible quantité et en dimension; elles sont plus représentatives des particules qui sont émises dans le gaz de synthèse. En fait, les petites particules dans le cendrier # 1 contenaient une bonne proportion de sable du lit de fluidisation qui a été entraîné pendant l'opération du gazogène. Le tableau 3.9 reprend les résultats obtenus de la teneur en métaux dans les petites particules. Dans le cas de la gazéification du polyéthylène, on remarque que la teneur en métaux des cendres # 2 est de beaucoup supérieure à la teneur dans les cendres # 1. Les particules de faible diamètre ont donc une teneur en métaux supérieure. On remarque également que la teneur en nickel dans les particules de la gazéification du bois ($50 \mu\text{g}/\text{g}$) est supérieure à la teneur dans le cas du CDD ($16 \mu\text{g}/\text{g}$), tandis que la teneur en nickel dans la matière première était inférieure dans le bois

(11,0 g/T) que dans le CDD (43,9 g/T). Ici également, la teneur en métaux dans la matière première n'est pas le seul facteur influençant la teneur dans les particules générées.

En ce qui a trait à la lixiviation de ces métaux, le tableau 3.10 reprend les teneurs obtenues lors de cette caractérisation. Ces résultats sont comparés aux normes émises par le gouvernement du Québec dans le règlement sur les déchets dangereux (RDD) et dans le règlement sur les déchets solides (RDS). On remarque que les petites particules du bois, auxquelles rappelons des métaux ont été ajoutés initialement, seraient considérées comme des déchets dangereux en raison du taux de lixiviation du zinc et du plomb. Les petites particules du CDD et les cendres du cendrier # 2 du polyéthylène seraient considérées être des déchets dangereux en raison du taux de lixiviation du zinc. Les petites particules du cendrier # 1 du polyéthylène seraient considérées être des déchets spéciaux en raison du taux de lixiviation du plomb et du zinc qui excèdent les normes édictées par le RDS mais non celles prescrites par le RDD. Ceci démontre clairement la nécessité de bien ségréger les déchets pour réduire la contamination et assurer la gestion optimale. En fait, la concentration des métaux peut en favoriser la valorisation. Ils peuvent également être stabilisés pour en réduire la toxicité.

La même caractérisation a été effectuée sur le sable du lit de fluidisation du gazogène. Le tableau 3.11 reprend la teneur en métaux de cet effluent pour les différents essais. On observe que la teneur en métaux dans le sable suit sensiblement la teneur en métaux dans la matière première, à l'exception du nickel. Dans ce dernier cas, la teneur en métaux dans le sable recueilli lors de la gazéification du CDD (3,6 µg/g) est inférieure à la teneur obtenue dans le cas du bois (20 µg/g) et du polyéthylène (12 µg/g), tandis que la teneur en métaux dans le CDD lui-même (43,9 g/T) est supérieure à la teneur obtenu dans le bois (11,0 g/T) et le polyéthylène (6,1 g/T). Ici également, la teneur de métaux dans la matière première n'est pas indicatrice de la teneur en métaux dans le sable. En ce qui a trait aux métaux lixiviables contenus dans le sable, les résultats obtenus sont présentés au tableau 3.12. On observe que le sable recueilli lors des essais de gazéification du bois et du polyéthylène serait considéré un déchet dangereux en raison de la teneur de zinc retrouvée dans le lixiviat. L'analyse du sable de la gazéification du CDD serait considéré être un déchet spécial puisque la teneur de cuivre, plomb et zinc dans le lixiviat sont supérieures aux normes du règlement sur les déchets solides mais inférieures aux normes édictées dans le règlement sur les déchets dangereux. Ici également, la concentration des métaux

peut en favoriser l'extraction et la valorisation. Ces métaux peuvent également être stabilisés pour en réduire la toxicité.

TABLEAU 3.9 TENEUR EN MÉTAUX DANS LES PARTICULES

Paramètre	Bois avec métaux	CDD	PE	
			#1	#2
Volume eau régale (mL)	100	100	100	100
Masse utilisée (g)	3,96	3,46	3,29	4,42
Concentration métaux eau régale (ppm) / matière (µg/g)				
Cu	2,5 / 62	4,7 / 135	2,0 / 62	36,4 / 824
Ni	2,0 / 50	0,56 / 16	4,0 / 120	52,2 / 1 181
Pb	2,3 / 58	3,0 / 86	17,2 / 523	220 / 4 977
Zn	10,8 / 273	73,9 / 2 135	41,8 / 1 270	1 087 / 24,6E3

TABLEAU 3.10 LIXIVIATION DES MÉTAUX DANS

LES PARTICULES RETENUES PAR LES CYCLONES (ppm)

Métaux	Bois avec métaux	CDD	PE		RDD	RDS
			#1	#2		
Cu	6,2	0,3	0,29	0,3	10	1
Ni	3,2	0,29	0,18	1,1	10	1
Pb	6,3	0,09	2,2	4,5	5	0,1
Zn	25,3	79,9	6,5	107	10	1

TABLEAU 3.11 TENEUR EN MÉTAUX DANS LE SABLE DU LIT DE FLUIDISATION

Paramètre	Bois avec métaux	CDD	PE
Volume eau régale (mL)	100	100	100
Masse utilisée (g)	3,11	3,04	3,68
Concentration métaux eau régale (ppm) / matière (µg/g)			
Cu	0,94 / 30	1,0 / 33	0,28 / 7,6
Ni	0,63 / 20	0,11 / 3,6	0,45 / 12
Pb	0,16 / 5,1	0,22 / 7,2	9,3 / 253
Zn	2,1 / 67	2,7 / 88	5,3 / 143

TABLEAU 3.12 LIXIVIATION DES MÉTAUX DANS
LE SABLE DU LIT DE FLUIDISATION (ppm)

Métaux	Bois avec métaux	CDD	PE	RDD	RDS
Cu	3,3	2,5	0,21	10	1
Ni	1,6	0,10	0,15	10	1
Pb	0,45	0,50	0,69	5	0,1
Zn	10,7	5,5	23,4	10	1

Les tableaux 3.13, 3.14 et 3.15 reprennent la concentration de métaux dans les eaux de lavage pour les essais de gazéification du bois, du CDD et du polyéthylène respectivement. Les échantillons sont pris régulièrement dans le système de lavage des gaz. L'ordre de l'échantillonnage correspond à l'indice indiqué. Dans le cas de la gazéification du bois, l'échantillon R-0 devait représenter les conditions initiales avant le lavage des gaz. On remarque toutefois que les concentrations de métaux obtenues sont presque toutes supérieures aux premiers et deuxièmes échantillons. Ceci est impossible et peut être expliqué soit par des erreurs d'analyse ou d'étiquetage, ou par la difficulté de prendre des échantillons représentatifs par le système d'échantillonnage en place. De plus, pour cet essai, un échantillon témoin a été prélevé de façon à vérifier la répétitivité des analyses. Ainsi, l'échantillon R-1* a été fait en diluant de moitié l'échantillon R-1. On observe que les analyses obtenues de l'échantillon R-1* sont sensiblement deux fois moindres que dans l'échantillon R-1. Les analyses sont donc relativement fiables. Et finalement pour le cas des eaux de lavage des gaz de la gazéification du bois, on remarque que l'analyse du zinc de l'échantillon R-2 est certainement erronée, étant beaucoup plus élevée que pour chacun des 4 autres échantillons.

Le tableau 3.14 reprend les résultats de la caractérisation des eaux de lavage référant à l'essai avec le combustible dérivé de déchets. Les résultats obtenus sont satisfaisants sauf en ce qui a trait à l'analyse du cuivre de l'échantillon R-0,5 qui est plus élevé que pour les trois autres échantillons, sans raison.

Et le tableau 3.15 reprend les résultats de la caractérisation dans le cas de la gazéification du polyéthylène. Là aussi, certaines aberrations sont notées. Ainsi, les concentrations de cuivre, nickel et plomb sont non consistantes. Les résultats du zinc semblent être plus consistantes.

TABLEAU 3.13 CONCENTRATION DE MÉTAUX DANS LES EAUX DE LAVAGE

ESSAI AVEC LE BOIS (ppm)

Métaux	R-0	R-1	R-1*	R-2	R-3	R-3,5
Cu	0,22	0,20	0,12	0,29	0,14	0,14
Ni	0,14	0,11	0,094	0,13	0,11	0,11
Pb	0,15	< 0,050	ND	0,21	0,26	0,27
Zn	15,8	0,54	0,32	19,0	0,47	0,50

TABLEAU 3.14 CONCENTRATION DE MÉTAUX DANS LES EAUX DE LAVAGE

ESSAI AVEC LE CDD (ppm)

Métaux	R-0	R-0,5	R-1	R-3
Cu	0,08	0,27	0,12	0,14
Ni	0,06	0,06	0,06	0,06
Pb	0,03	0,04	0,10	0,12
Zn	1,1	2,6	3,3	3,4

TABLEAU 3.15 CONCENTRATION DE MÉTAUX DANS LES EAUX DE LAVAGE

ESSAI AVEC LE POLYÉTHYLÈNE (ppm)

Métaux	R-1	R-2	R-3	R-4	R-5	R-6
Heure	17:15	18:15	19:15	20:15	21:15	22:15
Cu	0,15	0,096	0,21	0,032	0,13	0,45
Ni	0,055	0,079	0,10	0,038	0,093	0,14
Pb	0,20	0,080	0,30	0,059	0,078	0,16
Zn	1,1	6,3	7,4	0,77	7,3	8,3

Métaux	R-7	R-8	R-9	R-10	R-11	R-12
Heure	23:15	00:15	1:15	2:15	3:15	4:15
Cu	0,29	0,19	0,16	0,13	0,12	0,12
Ni	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,13
Pb	0,035	0,038	0,023	0,020	0,088	0,044
Zn	7,6	7,8	8,1	8,2	8,0	8,0

Ces résultats ne peuvent être utilisés pour établir des bilans sur le système de lavage.

Des bilans sur les métaux peuvent être établis sur l'unité de gazéification dans le cas du CDD et du polyéthylène. Les résultats de caractérisation du bois enrichi de métaux ne permettent pas de faire de bilan. Notons que l'émission des métaux via le gaz avant lavage a été estimée en utilisant le débit de gaz dans la cheminée évalué lors de l'échantillonnage et le temps d'opération du gazogène. Les tableaux 3.16 et 3.17 résument les bilans obtenus pour les essais avec le CDD et le polyéthylène respectivement. Ils indiquent également la répartition des métaux dans les trois effluents. Un exemple de calcul est donné à l'annexe B. La calcination de la matière première avant la digestion acide a fait en sorte que les métaux dans les matières premières sont sous-évalués.

En ce qui a trait au bilan des 4 métaux analysés, on observe les éléments suivants:

- ♦ essai avec le CDD: perte importante de nickel et de plomb;
- ♦ essai avec le PE: gain important de nickel et perte importante de plomb.

Les gains peuvent être expliqués par des erreurs d'analyse et par la sous-estimation des métaux dans les matières premières, tandis que les pertes peuvent être dues à une condensation incomplète dans le système d'échantillonnage des gaz avant lavage.

En regardant les résultats pour chacun des métaux, on observe:

- ♦ cuivre: gain dans l'essais avec le CDD;
- ♦ nickel: gain dans l'essais avec le PE;
- ♦ plomb: perte dans tous les essais
- ♦ zinc: perte dans les essais avec le CDD et le PE.

Les pertes plus importantes de zinc et de plomb peuvent s'expliquer en partie par leur faible pression de vapeur (907 et 1 744 mm Hg respectivement) comparativement à la pression de vapeur du cuivre et du nickel (2 595 et 2 732 mm Hg respectivement). Le zinc et le plomb sont possiblement émis en plus grande partie dans les matières particulaires.

En ce qui a trait à la répartition des métaux dans les 3 effluents, on observe que les effluents suivants retiennent principalement les métaux suivants:

- ♦ cendres: Cu dans le cas du polyéthylène;
- ♦ sable: Cu et Ni dans le cas du CDD; Pb dans le cas du PE;
- ♦ gaz: Pb dans le cas du CDD et Ni dans le cas du PE.

Et les effluents suivants retiennent peu les métaux suivants:

- ♦ cendres: Ni et Cu - cas du CDD et Pb dans le cas du PE;
- ♦ sable: Ni dans le cas du PE;
- ♦ gaz: Cu et Zn - cas du CDD et Pb et Zn - cas du PE.

TABLEAU 3.16 BILAN DES MÉTAUX - GAZÉIFICATION DU COMBUSTIBLE
DÉRIVÉ DES DÉCHETS

Source	Cuivre		Nickel		Plomb		Zinc	
	g	%	g	%	g	%	g	%
Matière première	2,1		3,9		6,4		13,0	
Particules	0,3	12	0,036	9	0,19	17	4,7	46
Sable	1,8	69	0,20	52	0,40	35	4,8	47
Gaz	0,50	19	0,15	39	0,55	48	0,72	7
Total des sorties	2,6		0,39		1,1		10,3	
Perte	-0,55	-24	3,5	90	5,3	82	2,7	21

TABLEAU 3.17 BILAN DES MÉTAUX - GAZÉIFICATION DU POLYÉTHYLÈNE

Source	Cuivre		Nickel		Plomb		Zinc	
	g	%	g	%	g	%	g	%
Matière première	1,5		2,0		81,7		49,2	
Particules cendrier #1	0,50	33	0,96	24	4,2	22	10,2	35
Cendres cendrier #2	0,20	13	0,30	8	1,2	6	6,2	21
Sable	0,42	28	0,67	17	13,8	71	7,8	27
Gaz	0,38	25	2,0	51	0,27	1	4,9	17
Total des sorties	1,5		3,9		19,5		29,1	
Perte	0,04	3	-2,0	-100	62,2	76	20,1	41

3.3 Étude comparative de la gazéification comme stratégie de conversion

Sous cette section, les résultats de la campagne de caractérisation des effluents de la gazéification du bois, du combustible dérivé de déchets (CDD) et du polyéthylène (PE), avec leur conditionnement des gaz, suivi d'une estimation de l'effet de la combustion du gaz synthétique, sont comparés aux résultats de la caractérisation des effluents d'autres stratégies de gestion des déchets ainsi qu'à la réglementation actuelle. Les résultats du programme national d'essais et d'évaluation des incinérateurs d'Environnement Canada seront particulièrement analysés. Ce programme avait comme objectif principal de déterminer quel modèle d'incinérateur et quelles conditions de fonctionnement permettent de réduire le plus les émissions de polluants. Trois installations d'incinération ont été retenues pour cette comparaison.

L'installation de Québec incinère des déchets non conditionnés [ENVIRONNEMENT CANADA, 1988]. L'unité construite en 1974 a été modifiée depuis pour en améliorer les performances. Elle est pourvue d'un électrofiltre et d'un système d'absorption par charbon activé. Elle ne possède aucun dispositif d'épuration des gaz acides. Elle a une capacité journalière de 900 T de déchets et produit de la vapeur surchauffée. Pour fin de comparaison, les résultats retenus sont ceux obtenus lors de bonnes conditions de fonctionnement et d'un rythme normal d'enfournement.

L'installation de Parkdale à l'Île-du-Prince-Édouard incinère également des déchets non conditionnés mais utilise un système de combustion à 2 étapes [ENVIRONNEMENT CANADA, 1985]. Le système à air contrôlé avec chaudière de récupération de la chaleur des gaz de combustion est entré en service en 1983. Il a une capacité de 100 T/j. L'installation n'est munie d'aucun système de traitement des gaz. Les résultats obtenus lors de conditions normales de fonctionnement ont été retenues pour fin de comparaison.

Et l'installation du Connecticut à Hartford incinère un combustible dérivé de déchets [ENVIRONNEMENT CANADA et coll., 1994]. Elle est pourvue d'un séchoir à pulvérisation pour l'absorption des gaz acides ainsi que de filtres à sacs. Les résultats obtenus lors de bonnes conditions de fonctionnement et de production normale de vapeur ont été retenues pour fin de comparaison. Seule cette dernière installation rencontre la température d'opération que recommande le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement [1988] de

1 000 °C dans sa directive canadienne sur le fonctionnement des incinérateurs de déchets urbains solides et sur les émissions.

3.3.1 Caractéristiques des matières premières

Les matières premières traitées dans ces installations sont principalement des déchets urbains solides. Des exigences réglementaires différentes s'appliquent dans le cas de la valorisation énergétique de déchets dangereux (voir le Règlement sur les déchets dangereux R-22). Les caractéristiques principales de ces matières sont reprises au tableau 3.18 . La teneur en composés organiques de ces matières est reprise à l'annexe F.

TABLEAU 3.18 CARACTÉRISTIQUES DES MATIÈRES PREMIÈRES

Paramètre	Québec	Connecticut	Parkdale
Taux d'alimentation (T/j)	214	677	38,2
Pouvoir calorifique (MJ/kg)	11,97	18,44	10,5
Humidité (%)	35	22,3	35
Cendres (%)	ND	18,2	14,0
Carbone (%)	ND	47,54	ND
Hydrogène (%)	ND	5,62	ND
Azote (%)	ND	0,42	ND

Le combustible dérivé de déchets de l'installation du Connecticut a le pouvoir calorifique le plus élevé. Toutefois, le pouvoir calorifique des matières premières utilisées dans ces installations est moindre que celui des matières utilisées dans le cas de la gazéification (tableau 3.2). Dans le cas du CDD, le mélange fait en laboratoire est plus énergétique que se que l'on obtiendrait des déchets domestiques réels, dont la capacité calorifique ressemblerait possiblement plus à celle évaluée dans l'étude de l'installation du Connecticut. Dans ce cas, les déchets solides urbains sont reçus, inspectés et triés manuellement (retire les grosses ordures, les petites ordures non combustibles, les articles pouvant exploser), broyés pour ouvrir les sacs et réduire la taille des déchets, séparés magnétiquement, passés au crible rotatif pour enlever les saletés, le verre et les particules fines, puis broyés à nouveau pour obtenir du CDD de la taille appropriée.

Le tableau 3.19 reprend pour sa part la concentration de métaux dans les matières premières. La comparaison de ces résultats avec les matières utilisées pour les essais de

gazéification (tableau 3.3) indique que ces dernières contenaient beaucoup moins de cuivre, des concentrations semblables de nickel, moins de plomb et des concentrations de zinc semblables dans les cas du CDD et du PE.

TABLEAU 3.19 CONCENTRATION DE MÉTAUX DANS
LES MATIÈRES PREMIÈRES (g/T)

Métal	Québec	Connecticut	Parkdale
Antimoine	2,2	3,8	ND
Arsenic	1,3	1,9	ND
Cadmium	6,0	2,1	ND
Chrome	200	66	ND
Cuivre	250	583	ND
Mercure	0,62	0,12	ND
Nickel	27	52	ND
Plomb	660	429	ND
Zinc	220	286	ND

3.3.2 Caractéristiques des émissions gazeuses

Dans le cas de la gazéification suivie du lavage des gaz, le gaz synthétique contient encore des matières particulaires (voir tableau 3.4). Ce gaz synthétique sera brûlé dans une unité de combustion, tel qu'indiqué à la figure 3.1. En assumant que les matières particulaires qui entrent dans la chambre de combustion ne sont pas changées par la combustion elle-même, elles se retrouvent intégralement dans les gaz sortant de l'unité de combustion. Leur concentration sera cependant diminuée par le fait que la combustion se fera avec de l'air, typiquement à 1,2 fois la quantité stoechiométrique requise pour une combustion complète des H₂, CO, hydrocarbures et goudrons. Le tableau 3.20 peut ainsi être composé pour une unité de 4 T/h qui représente les besoins de la Ville de Sherbrooke et ses environs.

Le tableau 3.21 reprend les caractéristiques des émissions évaluées pour les incinérateurs et les lignes directrices du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME). Pour les matières particulaires, les émissions du gazogène après lavage et combustion rencontrent la ligne directrice du Canada dans le cas du CDD (1,1 mg/Nm³) et non avec le bois (17 mg/Nm³) mais non dans le cas du polyéthylène (109 mg/Nm³). Les installations de Québec sont près de la ligne

directrice et celles de Parkdale les dépassent de beaucoup. Il est à remarquer que l'étude de l'installation au Connecticut n'a soulevé aucune différence significative dans les concentrations de particules, que les conditions de fonctionnement du système de combustion soient bonnes ou mauvaises. De plus, le système de gazéification rencontre les lignes directrices du HCl, du SO₂ et des NO_x, même sans la dioution amenée par la combustion des gaz (tableau 3.6).

TABLEAU 3.20 CARACTÉRISTIQUES (CALCULÉES) DES ÉMISSIONS GAZEUSES

APRÈS COMBUSTION COMPLÈTE DU GAZ SYNTHÉTIQUE

HYPOTHÈSES: 1) les petites particules et les métaux ne sont pas affectées par la combustion et apparaissent intégralement dans les émissions
2) la combustion se fait avec 1,2 fois la quantité stoechiométrique d'oxygène
3) la capacité de conversion est de 4 T/h

Paramètre	Bois	CDD	PE
Débit gaz synthétique (Nm ³ /kg)	2,4	1,7	3,2
Débit gaz synthétique (Nm ³ /h) pour 4T/h	9 600	6 800	12 800
Taux de dilution des gaz par combustion	2,8	3,0	3,2
Débit des gaz après combustion (Nm ³ /h)	26 880	20 400	40 960
Taux d'émission des particules après combustion (g/s)	0,13	0,0062	1,2
Concentration des particules dans les gaz après combustion (mg/Nm ³)	17	1,1	109
Concentration des métaux dans les gaz après combustion (µg/Nm ³)			
Cuivre	ND	76	15
Nickel	ND	7,7	15
Plomb	ND	6,0	ND
Zinc	ND	41	743

TABLEAU 3.21 CARACTÉRISATION DES ÉMISSIONS GAZEUSES

Paramètre	CCME	Québec	Connecticut	Parkdale
Débit (Nm ³ /h)	-	52 800	149 000	10 100
Débit (Nm ³ /T)	-	5 932	5 284	6 352
Humidité (%)	-	15,7	16,2	13,2
Particules (mg/Nm ³)	20	22	5,5	210
HCl (ppm)	50	450	18	ND
SO ₂ (ppm)	100	200	34	ND
NO _x (ppm)	210	180	ND	ND

Le tableau 3.22 reprend les normes québécoises d'émission de matières particulaires pour différents procédés [R-29]. Dans le cas d'une nouvelle unité de gazéification de 4 T/h et en assumant aucune modification des particules par la combustion, les résultats de la présente campagne de caractérisation indiquent les résultats suivants:

- ♦ Bois: 0,12 kg/T d. chargés;
- ♦ CDD: 0,006 kg/T d. chargés;
- ♦ PE: 1,1 kg/T d. chargés.

La norme québécoise serait donc dépassée dans le cas de la gazéification du polyéthylène avec le système de lavage actuel. Le système de conditionnement actuel devrait être optimisé ou un système de traitement des gaz après combustion devrait être prévu.

Pour fin de comparaison, l'évaluation du taux d'émission du gazogène en considérant le pouvoir calorifique du gaz émis donne les résultats suivants:

- ♦ Bois: 7,9 mg/MJ;
- ♦ CDD: 0,50 mg/MJ;
- ♦ PE: 49 mg/MJ.

Seule l'émission de particules dans le cas de la gazéification du polyéthylène, avec le système de conditionnement des gaz actuel, est supérieure au taux permis pour la combustion du charbon.

Notons que pour l'incinération de déchets dangereux, des normes plus strictes d'efficacité de combustion, de destruction et d'enlèvement doivent être rencontrées [R-29 art. 68.3 et 68.4].

TABEAU 3.22 NORMES QUÉBÉCOISES D'ÉMISSION DE MATIÈRES PARTICULAIRES

Article	Procédé	Capacité	Existant	Nouveau
24	Général	1 T/h	2,0 kg/h	1,7 kg/h
27	Utilisation combustibles fossiles - Gaz / produit pétrolier - Charbon			60 mg/MJ 45 mg/MJ
67 a)	Incinération déchets solides	1 T/h	1,5 kg/ T d. chargés	1 kg/ T d. chargés
		> 1 T/h	270 mg/Nm ³	0,8 kg / T d. chargés 180 mg/Nm ³
68.1	Incinération déchets dangereux			50 mg/Nm ³

Le tableau 3.23 reprend les taux d'émission de composés organiques des incinérateurs. En ce qui a trait aux dioxines (DDPC: Polychloro-dibenzo-p-dioxines) et furannes (DFPC:

Polychloro-dibenzo-furannes), aucune comparaison de la stratégie de gazéification et du conditionnement des gaz avec les autres installations d'incinération étudiées n'est possible actuellement puisque les émissions de dioxines et de furannes n'ont pu être évaluées. La structure chimique de ces composés est présentée à l'annexe G. Le milieu réactionnel de la gazéification et le conditionnement du gaz synthétique avant la combustion (enlèvement du chlore et des matières particulaires) font en sorte que les taux d'émission de dioxines et de furannes devraient être faibles dans un tel système de valorisation énergétique.

TABLEAU 3.23 ÉMISSION DE DIOXINES ET DE FURANNES ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)

Composé	CCME	Québec	Connecticut	Parkdale
DDPC	Total < 500	0,019	0,06 E-3	0,10
DFPC		0,044	0,12 E-3	0,14

Il n'existe aucune norme d'émission de dioxines et de furannes au Québec et la ligne directive canadienne est très souple en comparaison avec la norme allemande d'émission de dioxines et de furannes qui est de $0,1 \text{ ng}/\text{Nm}^3$ pour les nouvelles et les anciennes installations [BOECKH, 1993]. La technologie disponible actuellement pour rencontrer cette norme est celle au charbon activé. L'installation de Québec utilise cette technologie mais n'atteint pas la norme allemande selon les conditions d'opération actuelles. Notons que pour gérer la gamme de composés de dioxines et de furannes, un équivalent de toxicité a été développé. Il se réfère à la toxine 2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine qui est considérée actuellement la plus toxique de cette famille. La ligne directive du CCME se base sur cette méthode internationale de facteurs d'équivalence toxique. L'annexe H reprend ces facteurs d'équivalence de toxicité pour les isomères spécifiques des DDPC et DFPC.

La norme américaine pour l'émission de dioxines et de furannes est fixée à $30 \text{ ng}/\text{Nm}^3$ pour les nouveaux incinérateurs de déchets solides municipaux et à $60 \text{ ng}/\text{Nm}^3$ pour les anciens [TCHOBANOGLIOUS et coll., 1993]. Notons que les composés sont alors mesurés comme le total des dioxines et des furannes et non comme les équivalents toxiques.

Notons que souvent les dioxines et les furannes ne sont pas retrouvés directement après la chambre de combustion, mais dans la phase de refroidissement. Ces composés seraient un résultat de la recombinaison de fragments individuels. Aussi, les particules sont un site de développement de DDPC et DFPC. La réduction de la concentration des matières particulaires

contenues dans les gaz avant leur refroidissement peut avoir un grand avantage sur l'émission de DDPC et DFPC. Cette possibilité est actuellement en étude aux États-Unis entre autres. Ceci correspond avec le fait qu'ici, les installations du Connecticut présentent le plus faible taux d'émission de particules et de DDPC et DFPC. Dans le cas de l'étude des installations du Parkdale, aucun précurseur n'a pu être identifié pour les dioxines et les furannes à partir des données portant, par exemple, sur la teneur en chlore des ordures. On a cependant constaté que les faibles valeurs de CO_2 et de HCl sont associées à des émissions relativement faibles de dioxines et de furannes. Le lien entre la présence de particules et le taux d'émission de dioxines et de furannes amène à privilégier la filtration à chaud des particules comparativement au lavage à froid.

Le tableau 3.24 reprend les taux d'émission de métaux dans les incinérateurs étudiés et les lignes directrices canadiennes sur le fonctionnement des incinérateurs de déchets urbains solides et sur les émissions [CCME, 1988]. La comparaison avec les résultats obtenus par la gazéification suivie du conditionnement des gaz et de la combustion pour une unité de 4 T/h (tableau 320) indiquent ceci pour chaque métaux:

- ♦ cuivre: taux semblable aux installations de Québec;
- ♦ nickel: taux semblables dans tous les cas;
- ♦ plomb: taux rencontrant la valeur guide dans le cas du CDD ($6,0 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$), taux supérieurs dans toutes les installations d'incinération;
- ♦ zinc: taux inférieurs à l'incinérateur de Québec dans tous les cas.

Notons que dans le cas de l'incinérateur de Connecticut, aucune différence significative des concentrations de métaux traces n'a été démontrée, que les conditions de fonctionnement du système de combustion soient bonnes ou mauvaises.

Il est important de bien contrôler les taux d'émission des métaux lourds puisqu'ils pourraient servir de catalyseur dans la formation des dioxines et des furannes. Les résultats de la caractérisation des émissions de l'incinérateur de Québec montrent une bonne corrélation entre l'émission de dioxines et de furannes et l'émission de cadmium, de chrome et de zinc. De plus, les vapeurs des métaux condensent et forment un aérosol sub micronique. Ces particules sont difficiles à retenir par les méthodes habituelles en raison de leur faible diamètre.

TABLEAU 3.24 ÉMISSION DE MÉTAUX ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)

Métal	CCME	Québec	Connecticut	Parkdale
Antimoine	1	3	<LD	ND
Arsenic	-	36	<LD	600
Cadmium	100	24	<LD	930
Chrome	10	7	8-32	40
Cuivre	-	33	<LD	ND
Mercure	200	700	7-21	700
Nickel	-	5	2-67	240
Plomb	50	670	29-91	14 000
Zinc	-	1 130	<LD	ND

3.3.3 Caractéristiques des cendres volantes

La fraction non combustible du combustible se retrouve soit dans les cendres ou dans les cendres volantes sous forme organique ou non. Plusieurs éléments cancérigènes inorganiques connus (Cd, As, U, Th, Cr, Be, Ni), dont plusieurs sont volatils aux températures de combustion, condensent sous forme de cendres volantes. Le tableau 3.25 résume les taux de production de cendres volantes pour les incinérateurs étudiés. Lors de la gazéification, les particules récupérées dans les cendriers contiennent du sable du lit de fluidisation en plus des cendres. On obtient les taux de production suivants. Dans le cas du bois, la procédure de préchauffage a probablement entraîné une quantité importante de sable hors du réacteur par une vitesse de fluidisation supérieures.

- ♦ bois: 121 kg/T (possiblement une grande partie des cendres est composée du sable du lit de fluidisation);
- ♦ CDD: 25 kg/T;
- ♦ PE: 26 kg/T.

TABLEAU 3.25 PRODUCTION DE CENDRES VOLANTES

Québec		Connecticut		Parkdale	
kg/h	kg/T	kg/h	kg/T	kg/h	kg/T
57	6,4	1 298	46	ND	ND

Le tableau 3.26 reprend la concentration de métaux dans les cendres volantes des incinérateurs. La comparaison avec les particules obtenus lors de la gazéification (tableau 3.9) indiquent des concentrations de cuivre moindres dans les cas du bois enrichi de métaux et du CDD, des concentrations de nickel semblables sauf dans le cas des cendres # 2 du PE qui sont plus concentrées, des concentrations de plomb plus faibles (notons par contre les pertes de plomb dans les bilans des essais de gazéification) et des concentrations de zinc également plus faibles.

TABLEAU 3.26 CONCENTRATION DE MÉTAUX DANS
LES CENDRES VOLANTES (µg/g)

Production	Québec	Connecticut	Parkdale
Antimoine	750	12	2 000
Arsenic	170	20	ND
Cadmium	1 060	93	540
Chrome	480	245	170
Cuivre	1 480	676	ND
Mercure	72	31	5
Nickel	110	415	90
Plomb	21 100	3 130	8 000
Zinc	60 700	6 970	ND

Notons que le CCME n'a actuellement émis aucune ligne directrice sur la contamination des cendres à viser. En attendant des résultats plus précis, ils suggèrent uniquement d'assurer un traitement approprié des cendres volantes.

En ce qui a trait à la lixiviation des cendres volantes, la comparaison des résultats est difficile puisque des méthodes de lixiviation différentes ont été utilisées dans tous les cas. Cependant, la solubilité des éléments trace dans les cendres volantes est un facteur important dans la comparaison des impacts environnementaux de la valorisation énergétique des déchets. De plus, l'amélioration des techniques de contrôle des émissions lors de la valorisation énergétique accroît la capture des métaux volatiles sur la surface des cendres où ils sont relativement disponibles pour la lixiviation. L'étude de BUCHHOLZ et LANDSBURGER [1995] traite de l'évaluation de la lixiviation à court et long terme de contaminants en provenance de cendres d'incinération de déchets domestiques. Ils en arrivent à la conclusion que le facteur principal dans la détermination de la disponibilité et de la concentration des métaux dans le

lixiviat des cendres de valorisation énergétique de déchets solides domestiques est le pH de la solution et non la concentration des métaux dans les cendres. En fait, la nature alcaline des cendres intensifie la lixiviation initiale du mercure et du plomb et leur capacité tampon neutralise l'effet des acides. Les environnements neutres ou légèrement alcalins semblent donc les moins favorables à la lixiviation. On observe dans le tableau 3.27 que le plomb et le zinc sont de beaucoup plus lixiviables dans les cendres de l'incinérateur de Québec et avec la méthode de lixiviation employée que dans les particules de gazéification et selon la méthode québécoise. En fait, les cendres volantes de l'incinérateur de Québec seraient considérées dangereuses selon le règlement de l'Ontario. Des analyses supplémentaires en utilisant une même méthode de lixiviation permettrait des conclusions plus justes quant aux avantages de la gazéification.

TABLEAU 3.27 CONTAMINATION DU LIXIVIAT DES CENDRES VOLANTES

Composé	Québec ⁽¹⁾	Connecticut ⁽²⁾	Parkdale
DDPC	<LD	0,4 ppt	ND
DFPC	<LD	0,3 ppt	ND
HAP	0,01 ppb	0,06 ppt	ND
CP	0,14 ppb	0,09 ppt	ND
CB	0,02 ppb	ND	ND
Cadmium	28,3 ppm	ND	ND
Plomb	35,9 ppm	ND	ND
Zinc	1590 ppm	ND	ND

(1) Procédure du règlement 309 - Ministère de l'Environnement de l'Ontario

(2) Procédé d'extraction séquentielle

3.3.4 Caractéristiques des eaux de lavage

En ce qui a trait à la caractérisation des eaux de lavage, le CCME considère que l'incinération se fait habituellement sans rejet d'eau. S'il y a génération d'eau de lavage, le Comité suggère que les eaux rejetées soient conformes aux limites provinciales ou municipales.

Au Québec, le règlement sur les déchets solides spécifie que les eaux usées doivent respecter les normes édictées à l'article 30 [R-23, art. 67], tandis que le règlement sur les déchets dangereux spécifie que les effluents aqueux qui proviennent d'un procédé industriel ne sont pas des déchets dangereux [R-22; art. 6,6°]. Comme guide de comparaison, le tableau 3.28 reprend

les normes de l'article 30 à respecter ainsi que les normes des déchets liquides du règlement sur les déchets dangereux à n'utiliser ici que comme guide.

La comparaison avec les résultats de la campagne de caractérisation des effluents de gazéification montre que la DCO (Demande Chimique en Oxygène) est trop élevée (Partie IV annexe L) et cette eau requiert un traitement. En ce qui concerne les métaux (tableaux 3.13, 3.14 et 3.15):

- ♦ cuivre: respect des normes de l'article 30;
- ♦ nickel: respect des normes de l'article 30;
- ♦ plomb: dépassement des normes de l'article 30; respect du guide des déchets dangereux;
- ♦ zinc: dépassement des normes de l'article 30 et du guide des déchets dangereux.

Le traitement devra donc également assurer la réduction de la concentration de plomb et de zinc.

TABLEAU 3.28 CARACTÉRISTIQUES DES EAUX REJETÉES (mg/L)

Paramètre	RDS [R-23; art. 30]	RDD [Annexe]
CP	0,02	1,0
HAP	-	0,5
DBO ₅	40	-
DCO	100	-
Arsenic	-	0,5
Cadmium	0,1	1
Chrome	0,5	2,5
Cuivre	1	2,5
Mercure	0,001	0,03
Nickel	1	2,5
Plomb	0,1	1,0
Sélénium		0,5
Zinc	1	5,0

3.3.5 Efficacité énergétique

En ce qui a trait à l'efficacité énergétique de la gazéification (à partir de la capacité calorifique du gaz synthétique) en comparaison à l'incinération (tableau 3.29), on observe des efficacités très semblables.

TABLEAU 3.29 EFFICACITÉ ÉNERGÉTIQUE (%)

Gazéification			Incinération		
Bois	CDD	PE	Québec	Connecticut	Parkdale
63,2	58,6	78,0	63,7	68*	59,6 %

* l'incinérateur du Connecticut utilise du charbon comme combustible secondaire

En ce qui a trait à l'extraction du biogaz des sites d'enfouissement, le défi technique est relié à la purification des gaz produits de façon à en améliorer la valeur calorifique et le potentiel d'utilisation et d'optimiser le rendement global du méthane durant le processus de digestion anaérobie dans le site. L'économie de la récupération du méthane est déterminée par la disponibilité et le type de facilités locales pour le gaz. Les investissements de la récupération du méthane a été influencée pour plusieurs sites par le besoin d'extraire le méthane pour des raisons de sécurité, où la migration du gaz est problématique. La grandeur minimale des sites d'enfouissement où la récupération du gaz pour fin de valorisation énergétique est rentable se situe autour de 1 million m³ et l'efficacité de conversion énergétique des déchets se situe entre 12 et 22 % [PARKER et al., 1985]. L'efficacité de la gazéification de CDD rend cette solution beaucoup plus avantageuse.

3.4 Conclusion de ce chapitre

Les matières premières utilisées pour la gazéification avaient des caractéristiques semblables aux matières utilisées lors de la caractérisation des incinérateurs, bien que dans le cas de la gazéification, les matières premières avaient un pouvoir calorifique supérieur.

Le taux d'émission de matières particulaires rencontre la valeur guide émise par le CCME et la norme québécoise d'incinération dans les cas de la gazéification de 4 T/h de bois et de CDD avec le système de conditionnement des gaz actuel en assumant que les particules ne sont pas affectées par la combustion. Dans le cas du polyéthylène le système de conditionnement des gaz devrait être optimisé ou un traitement des gaz après la combustion devrait être prévu, puisque le taux d'émission de matières particulaires est de 1,1 kg/T déchets chargés.

Les émissions de dioxines et de furannes devraient être évaluées. Tel que mentionné précédemment, le milieu réactionnel de la gazéification et le conditionnement du gaz

synthétique avant la combustion (enlèvement du chlore et des matières particulaires) font en sorte que les taux d'émission de dioxnes et de furannes devraient être faibles dans un tel système de valorisation énergétique.

En ce qui a trait aux émissions de métaux, la valeur guide du plomb proposée par le CCME est rencontrée dans le cas de la gazéification du combustible dérivé de déchets avec le système de conditionnement des gaz actuel.

Dans les particules recueillies dans les cendriers du gazogène, les concentrations de métaux sont généralement moindres que dans le cas de l'incinération. Les taux de lixiviation sont difficilement comparables puisque des méthodes différentes ont été utilisées. Les particules du CDD et du cendrier #2 dans le cas du polyéthylène seraient considérées déchets dangereux en raison de la lixiviation du zinc et les particules du cendrier #1 du polyéthylène seraient déchets spéciaux en raison de la lixiviation du zinc et du plomb. D'une part, la teneur en métaux de ces particules pourraient peut être en permettre l'extraction rentable. D'autre part, leur stabilisation pourrait en réduire la toxicité.

Et finalement, les eaux de lavage nécessitent un traitement réduisant la teneur en carbone organique, plomb et zinc.

4.0 ÉVALUATION DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL

4.1 Introduction et objectifs de cette section

Pour définir le risque environnemental, rappelons que le risque est défini comme « un danger plus ou moins prévisible » [Le Petit Robert, 1993]. Le risque environnemental peut donc être défini comme un danger éventuel plus ou moins prévisible de porter atteinte plus particulièrement à un ou plusieurs éléments de l'environnement. Ce risque varie selon le taux d'occurrence et la gravité du dommage direct ou indirect anticipé.

L'évaluation du risque environnemental est la caractérisation des effets adverses potentiels sur la santé humaine et sur l'écosystème d'une exposition à un agresseur environnemental. Elle repose sur la validité d'une relation de cause à effet, i.e. un danger qui entraîne certains préjudices, ainsi que sur l'ampleur ou la force de la relation. Elle est un élément de base très important dans le processus de prise de décision en matière de gestion des résidus. L'évaluation du risque à la santé humaine est en évolution par les nouvelles connaissances, tandis que l'évaluation du risque écologique en est à ses balbutiements. L'importance de ces sciences a été reconnue lors du sommet de la Terre tenu à Rio de Janeiro en juin 1992, avec l'adoption de l'Agenda 21 qui préconise l'utilisation de l'évaluation du risque dans les processus décisionnels reliés à la gestion des déchets nucléaires et dangereux. L'évaluation du risque environnemental se limite souvent à évaluer le risque à la santé humaine; une vision plus large du risque environnemental doit couvrir tous les organismes de l'écosystème pour assurer une gestion plus efficace. En fait, il existe plusieurs situations où le risque à court terme pour l'humain est minime, mais où le risque pour certains autres éléments de l'écosystème sont très importants et peuvent avoir ou non une influence à plus long terme sur les humains. Les actions visant à contrôler les substances toxiques dans l'environnement doivent donc avoir deux objectifs: i) de protéger la santé humaine; ii) de protéger la santé des autres animaux et plantes et le fonctionnement des écosystèmes biologiques, même si les effets surviennent à des niveaux moindres que ceux entraînant un dommage direct ou indirect à la santé humaine.

La figure 4.1 illustre le cheminement des contaminants dans l'environnement. Nous sommes ici principalement préoccupés par les contaminants provenant des activités humaines reliées à la génération et à la gestion des résidus solides. Les trois médias de transport des

contaminants doivent être étudiés ainsi que la bioaccumulation qui survient lors d'un apport continu et d'une excrétion lente des contaminants.

<u>Sources</u>	<u>Transport</u>	<u>Exposition</u>	<u>Effets</u>
Naturelles	Média	Humains	Santé
Anthropogéniques	- eau	Plantes	- irritation
- produits	- air	Autres animaux	- toxicité aiguë
- résidus	- sol	que l'humain	- toxicité chronique
- accidents	Bioaccumulation	- micro-organismes	- cancer
		- poissons	- génotoxicité
		- mammifères	Psychologie
			Démographie
			Économie
			Esthétique
			Cycle des composés

Figure 4.1 Sources, mouvements et conséquences des composés dans l'environnement

Pour sa part, le terme impact environnemental réfère plutôt à l'effet ou à l'influence d'une action. Le terme risque environnemental ne considère que les dangers potentiels et non l'ensemble des effets ou des influences. L'évaluation du risque environnemental permet de qualifier ou de quantifier le taux d'occurrence et la gravité du dommage prévu. Comme l'exprime SUTER [1993], la différence entre l'évaluation du risque et l'évaluation des impacts est l'emphase de l'évaluation du risque sur la caractérisation et l'évaluation de l'incertitude. Le manque d'attention envers cette incertitude amène les divergences d'opinions que nous observons et qui entraînent trop souvent des conflits parfois insurmontables.

En fait, la question dans la gestion du risque environnemental est souvent « que devons nous faire au sujet de substances potentiellement toxiques avant que la science ne puisse spécifier les conséquences avec certitude? ». Un principe appelé « precautionary principle », adopté par les nations du monde au sommet de la terre à Rio de Janeiro en 1992, exprime que lorsqu'il y a des bases raisonnables de croire en des dommages sérieux irréversibles, le manque de certitude scientifique ne peut être utilisé comme une excuse à ne pas prendre les actions

efficaces économiquement. Par exemple, la présence d'un effet habituellement observé à dose élevée ne permet pas de conclure à un effet sous des doses d'exposition beaucoup plus faibles. Par contre, une telle observation sème le doute jusqu'à preuve du contraire. Mais il est souvent difficile d'initier des actions pour protéger l'environnement avant que la science ne décrive précisément les relations cause - effet entre l'action proposée et l'effet sur l'environnement. De telles actions peuvent être vues comme irrationnelles parce qu'elles ne répondent pas à des actions demandées par des bases scientifiques. Et ceci est d'autant plus vrai que les positions économiques sont précaires. En fait, le principe de la précaution tente de répondre aux limites de l'évaluation du risque que nous pouvons résumer globalement ainsi:

- ♦ l'évaluation du risque questionne ce qui nous préoccupe actuellement; il est difficile de s'inquiéter de risques inconnus à court terme ou pour les générations futures;
- ♦ l'évaluation du risque ne se base que sur les contaminants pour lesquels existent certaines données quant aux effets possibles à court ou long terme;
- ♦ les expérimentations doivent se faire sur certaines doses et n'indiquent aucune information sur l'effet à d'autres doses;
- ♦ les évaluations de l'exposition doivent se fonder sur des modèles complexes qui visent à décrire comment les contaminants peuvent être transportés via l'air, l'eau et le sol et créer ainsi des opportunités d'exposition pour les humains, les plantes et les animaux; ces modèles peuvent comporter d'importantes approximations.

En fait, un objectif difficile à atteindre est d'obtenir un lien quantitatif entre une exposition à long terme à certains contaminants et des effets sur la santé humaine ou sur l'écosystème. Pour arriver à ceci, une mesure de la concentration des contaminants sur une certaine période de temps, un effet et une démonstration d'une relation entre les deux sont requis. L'objectif est ensuite d'établir les niveaux de morbidité et de mortalité pour des maladies spécifiées qui sont attribuables aux contaminants. La modélisation à long terme doit être utilisée pour diriger les décideurs, comme aide au jugement et non comme un substitut. Quand elle recherche à prédire des situations lointaines, les calculs précis et les stratégies d'optimisation sont généralement inappropriées. En fait, la quantification du risque doit être vue comme un outil qui est souvent basé sur des hypothèses non prouvées au sujet des dangers potentiels plutôt que sur une description juste du danger. Elle doit être utilisée pour prioriser des actions.

WARD [1978] illustre un exemple des limites de l'évaluation du risque environnemental. Les études toxicologiques sur l'utilisation du DDT reportaient une toxicité relativement faible. En 1960, certaines études révèlent un phénomène sur la chaîne alimentaire. Certaines espèces d'oiseaux pour lesquels les études toxicologiques initiales anticipaient peu de répercussion ont été affectées dans leur exposition à long terme par l'accumulation du DDT.

La présente section permettra de connaître et de comprendre les effets de certains contaminants sur la santé humaine et sur certains éléments des écosystèmes à court et à long terme et de connaître l'incertitude liée aux connaissances actuelles. L'effort sera mis à étudier l'effet de sources fixes et à dégager les éléments d'incertitude reliés aux évaluations du risque. Ceci permettra ensuite de comparer les risques environnementaux qu'entraînent certaines stratégies de gestion des résidus. L'objectif général est de développer un outil efficace et simple d'évaluation du risque qui puisse être utilisé dans le processus de prise de décision.

Un tel outil permettant de mieux comprendre les sources du risque environnemental est requis pour les raisons suivantes:

- ♦ besoin d'assurer un jugement éclairé quant à l'acceptabilité du risque en fonction de critères préétablis;
- ♦ besoin de minimiser efficacement les risques jugés inacceptables et non uniquement les transférer d'un média à un autre;
- ♦ besoin de comparer les actions possibles et de les prioriser selon la réduction du risque anticipée;
- ♦ besoin d'intégrer de façon proactive l'évaluation du risque environnemental dans la conception et le développement des projets de façon à identifier les opportunités de changement et d'amélioration du projet, afin de comparer les solutions de rechange avant que le développement du projet ne soit trop avancé;
- ♦ besoin de sensibiliser les décideurs, les ingénieurs, les employés et les citoyens aux risques environnementaux de façon à ce qu'ils voient pourquoi les risques doivent être réduits; cette connaissance est indispensable à l'engagement requis pour minimiser le risque;
- ♦ besoin de comprendre le fondement des normes et d'aller au delà des limites de la vision étroite que véhicule l'application de la réglementation.

La dernière section permettra de comparer les performances environnementales de la gazéification et du système de conditionnement des gaz aux autres stratégies de gestion des résidus.

4.2 Notions de risque environnemental

4.2.1 Risque à la santé humaine

L'évaluation du risque à la santé humaine se base principalement sur deux sciences: l'épidémiologie et la toxicologie. L'épidémiologie est l'étude de la répartition des maladies dans la population et la recherche des facteurs qui contribuent à cette répartition. Cette science permet de décrire, quantifier et comparer l'état de santé des populations. Elle évalue les rapports entre une maladie ou un phénomène de santé déterminé, et les divers facteurs susceptibles d'en influencer l'apparition, la fréquence, la distribution et l'évolution. Elle permet aussi de proposer et de juger de la valeur d'une intervention requise. La notion de risque en épidémiologie se base sur l'expérience passée avec les mesures disponibles, le taux d'incidence passé de la maladie ainsi que le risque futur que des personnes contractent la maladie.

Les données épidémiologiques reliant les doses d'exposition aux contaminants avec les maladies humaines sont inexistantes pour la plupart des contaminants, pour les raisons suivantes:

- ♦ l'expérimentation sur des humains est exclue par des principes éthiques;
- ♦ les études sur les humains sont difficiles et coûteuses;
- ♦ le niveau d'exposition est souvent faible;
- ♦ les proportions des personnes exposées sont petites, ce qui rend peu puissantes les études statistiques;
- ♦ l'humain est exposé à un mélange complexe d'agents chimiques et physiques; la cause des effets est parfois difficile à cerner;
- ♦ les effets étudiés ont souvent de longues périodes de latence entre l'exposition et la maladie (ex: cancer); les effets de l'exposition peuvent prendre des années sinon des générations à se matérialiser en maladies chroniques;
- ♦ les maladies chroniques génèrent des risques faibles donc difficiles à mesurer.

La toxicologie pour sa part est la science qui traite des effets nuisibles des agents chimiques sur les organismes vivants. Elle permet de décrire les effets, de donner une

explication en décrivant les mécanismes d'action et de fournir une modélisation ou une extrapolation de la fréquence de ces effets par l'élaboration de fonctions prédictives.

Dans ce cadre, la toxicité est la caractéristique inhérente à un agent chimique de produire des effets néfastes sur un organisme. Ces dommages peuvent être réversibles ou non, immédiats ou retardés. Presque toutes les substances chimiques peuvent être toxiques lorsqu'elles sont absorbées en quantité suffisante. La toxicité d'un produit s'établit de la façon suivante:

- ♦ détermination de la nature de l'exposition (caractéristiques physico-chimiques de la substance, quantité (concentration, dose));
- ♦ évaluation de la source d'exposition (air (source la plus importante) [DE WALSH et coll., 1996], eau, aliments);
- ♦ détermination de la biodisponibilité du contaminant en évaluant la possibilité d'absorber la substance pour différentes voies (cutanée, respiratoire, digestive, par les muqueuses);
- ♦ détermination du devenir de ces substances une fois dans l'organisme (biotransformation (transformation chimique des substances suite à l'action des enzymes), détoxification (perte de toxicité (inactivation)), toxification (augmentation de la toxicité (activation)), distribution, excrétion).

Notons que l'absorption est favorisée par la liposolubilité, tandis que l'excrétion est favorisée par l'hydrosolubilité. Les substances sont souvent transformées pour favoriser leur excrétion.

Les principales difficultés de l'analyse de risque chez l'humain sont les suivantes:

- ♦ Lorsque l'analyse doit se fonder sur des études dose-réponse réalisées sur des animaux, des hypothèses non démontrées sont utilisées pour extrapoler les résultats.
- ♦ Chaque individu a sa propre capacité de récupérer.
- ♦ Les comportements diffèrent d'une personne à l'autre et amènent des risques différents.

Le résultat de l'évaluation du risque pour la santé des humains se résume en un risque absolu (taux d'incidence d'un effet dans une population d'individus similaires à l'individu ou au groupe concerné), un risque relatif (RR: rapport entre le risque absolu d'un effet dans une population exposée au facteur d'intérêt et le risque absolu de ce même effet dans une population non exposée à ce facteur) ou un risque attribuable (RA) (différence entre le risque absolu d'un effet dans une population exposée à un facteur donné et le risque absolu de ce même effet dans une population non exposée à ce facteur) [$RA = (RR - 1) / RR$]. Ces façons d'exprimer le risque

tendent d'illustrer les effets des contaminants de ceux amenés par des habitudes personnelles (tabagisme, diète), du niveau d'exercices, des conditions de vie, de l'exposition industrielle, des facteurs héréditaires retrouvés dans la population. Par exemple, si la présence d'un contaminant à un certain niveau d'exposition entraîne un risque absolu de 3 cas pour une population de 50 000 personnes et que le risque absolu dans cette exposition est de 1 cas pour le même nombre de personnes, le risque relatif sera de 3 et le risque attribuable, de $2/3$. Certaines lignes directrices sont normalement utilisées pour définir le risque acceptable. Actuellement sont considérés comme acceptables un risque de 1 cas de cancer sur 100 000 personnes exposées, ou un risque de 1 cas de maladie pour 10 000 employés exposés plus spécifiquement à une contamination en milieu de travail.

4.2.2 Risque écologique

L'évaluation du risque écologique est le processus d'assignation d'une magnitude et d'une probabilité qu'un effet défavorable résulte d'une activité humaine ou d'une catastrophe naturelle sur les écosystèmes et leurs composantes [SUTER, 1993]. Elle contribue à la protection et à la gestion de l'environnement par une évaluation scientifique et crédible des effets écologiques des activités humaines. Elle se base sur l'écotoxicologie qui est définie comme l'extension de la toxicologie aux effets écologiques des composés. Ces effets peuvent être immédiats envers les organismes individuels par leur toxicité directe ou l'altération de leur environnement lorsque le polluant ne tue pas les individus mais retarde leur développement. Dans le cas du CO_2 , par exemple, le contaminant n'a pas d'effets directs apparents sur les organismes vivants mais il altère l'environnement physique et chimique de façon à diminuer l'habileté des organismes de survivre. L'effet des contaminants dépend aussi de leur forme, par exemple, de leur disponibilité aux organismes vivants. Certains contaminants peuvent aussi avoir un effet sur la génétique des populations. Certains disent qu'il n'est pas grave que la pollution élimine certaines espèces parce que c'est le progrès naturel de l'évolution de toute façon. La différence critique est la vitesse: les populations peuvent disparaître très rapidement à cause de la pollution; en fait, le potentiel génétique n'a pas été sélectionné pour répondre à la pollution et les populations n'ont peut être pas une grande viabilité génétique à cette nouvelle situation.

Dans le passé, l'évaluation du risque a mis l'emphasis sur les risques à la santé des humains. Plusieurs raisons nous amènent à évaluer les risques de nos actions sur les écosystèmes; ces

études sont complémentaires aux études du risque chez l'humain. En fait, les organismes non humains peuvent être plus sensibles que les humains pour les raisons suivantes:

- ♦ certains mécanismes d'exposition des organismes non humains sont non crédibles pour les humains;
- ♦ certains mécanismes d'action au niveau de l'écosystème n'ont pas d'analogue chez les humains (ex: blocage de la lumière par les solides en suspension dans l'eau);
- ♦ certains organismes non humains peuvent être exposés plus intensément aux composés, même si la route d'exposition est la même (ex: variété d'aliments pour les humains);
- ♦ certains ont un métabolisme plus rapide que l'humain et reçoivent des doses supérieures par unité de masse corporelle, puisque, proportionnellement, ils consomment plus de nourriture contaminée, boivent plus d'eau contaminée et respirent plus d'air contaminé;
- ♦ certains composés chimiques sont conçus et émis pour tuer des organismes cibles; des organismes non visés mais ayant des similarités physiologiques et écologiques avec les organismes visés sont inévitablement affectés;
- ♦ les organismes non humains sont très dépendants de leur environnement; ils peuvent subir des effets secondaires, tels la perte de nourriture ou d'habitat physique.

SUTER [1993] résume ainsi les principales raisons justifiant l'utilisation de l'évaluation du risque écologique dans le processus de prise de décision en environnement:

- ♦ les communautés biotiques naturelles agissent souvent tôt comme indicateurs;
- ♦ le coût excessivement élevé pour éliminer tous les effets sur l'environnement;
- ♦ les décisions réglementaires doivent être prises sur la base d'informations incomplètes;
- ♦ elle améliore les bases quantitatives pour comparer et prioriser les risques;
- ♦ elle permet de mieux comprendre le risque;
- ♦ la notion de probabilité permet de voir l'effet de l'incertitude que comporte l'évaluation;
- ♦ elle estime des finalités claires (telle des morts par cancer).

Tout comme dans le cas de l'évaluation du risque pour l'humain, l'incertitude de l'évaluation du risque écologique doit être comprise par le décideur. Notons que parfois le scénario du pire cas est utilisé au lieu d'avoir à estimer l'incertitude. Cette incertitude a trois principales sources:

- ♦ la propriété aléatoire du monde (stochasticité);

- ♦ la connaissance incomplète et imparfaite des choses;
- ♦ les erreurs dans l'exécution des activités d'évaluation.

La connaissance incomplète et imparfaite des choses est particulièrement importante dans le cas de l'évaluation du risque écologique. La synergie entre les composés, peu connue, peut avoir des effets très importants. Par exemple, il a été prouvé qu'un mélange de cuivre et zinc dans de l'eau douce tue des saumons plus rapidement que la toxicité individuelle des métaux [MORIARTY, 1988]. Aussi, l'activité biologique des contaminants dépend souvent non seulement de la forme qui est ingérée mais de l'effet des métabolites générés. De plus, l'état de la population avant la contamination a aussi un effet. Par exemple, il est souvent suggéré qu'un organisme déjà stressé par son environnement est plus enclin à être touché par une exposition à un contaminant relativement à un individu non stressé. Le profil de l'exposition a aussi son effet: les truites acquièrent le cuivre à un rythme supérieur lorsqu'elles sont exposées à des sources intermittentes relativement à une exposition continue [MORIARTY, 1988],

L'incertitude dans la prédiction des effets sur l'écosystème est liée à ceci:

- ♦ plus d'un composé est impliqué et deux facteurs peuvent interagir sur le même effet;
- ♦ la distribution des composés dans l'environnement est non uniforme et il est difficile de prévoir le niveau d'exposition;
- ♦ les relations entre l'exposition, la quantité de contaminant dans l'organisme et les effets sur l'individu sont complexes;
- ♦ les espèces et les sous-espèce réagissent différemment à une même exposition pour des raisons génétiques et environnementales;
- ♦ les conséquences des interactions entre les individus dans une population et entre les espèces d'une communauté sont complexes et dans plusieurs situations peu comprises.

Il est à remarquer que, contrairement à l'évaluation du risque à la santé humaine, il n'existe pas actuellement de balises précises tant qu'aux niveaux de risques acceptables en matière de risque écologique.

4.3 Concentration des contaminants

4.3.1 Caractérisation et évaluation des rejets

L'évaluation des quantités et des caractéristiques des rejets émis des différentes sources est l'élément initial de l'évaluation du risque. L'évaluateur émet un premier jugement lorsqu'il détermine quels contaminants seront analysés. Ce choix se fait en fonction des connaissances des procédés, des caractéristiques des contaminants, des méthodes d'échantillonnage et d'analyse disponibles. Ces contaminants sont appelés des contaminants primaires, i.e. émis directement de la source, comparativement aux contaminants secondaires qui sont formés dans le milieu par une interaction chimique entre des contaminants primaires et des constituants atmosphériques.

Ces critères peuvent aider à déterminer l'effet des contaminants dans l'environnement:

- ♦ persistance: la longévité d'un composant dans l'environnement causée par l'absence ou l'inefficacité de son mode de disparition;
- ♦ mobilité: la tendance d'une substance à se disperser;
- ♦ quantité: l'apport annuel d'une substance dans l'environnement;
- ♦ effets nocifs: la nocivité d'un contaminant dirigé envers l'humain, les animaux, les plantes ou les écosystèmes ou envers certains éléments non biologiques;
- ♦ accumulation: la concentration d'un contaminant localement, reliée à la persistance de ce contaminant.

Les analystes doivent de plus être conscients que la précision des données quantifiant les sources des contaminants varie considérablement. Par exemple, les émissions routinières sont plus facilement quantifiables que les émissions sporadiques. Aussi, la concentration des émissions peut varier considérablement avec le temps. Ces évaluations doivent tenir compte des changements de produit, des conditions d'opération, des matières premières utilisées, etc. Il est souvent difficile d'obtenir un estimé de l'incertitude de ces évaluations. Les niveaux d'émission sont souvent évalués dans des conditions représentatives, mais l'évaluateur ne doit pas oublier la variation de ces émissions dans des conditions plus sévères d'accident par exemple.

Les méthodes échantillonnage des contaminants amènent également une incertitude puisqu'il est très rare de pouvoir assurer l'échantillonnage de la totalité des contaminants. L'efficacité de collecte des contaminants doit être considérée. Aussi, les méthodes d'échantillonnage doivent être appropriées selon les méthodes d'analyses disponibles.

Dans le cas des matières particulaires, souvent aucune discrimination n'est faite quant à la granulométrie des particules. Toutes les particules ne représentent cependant pas les mêmes risques. De plus, la méthode d'échantillonnage des matières particulaires demande, dans certaines conditions, de chauffer le filtre pour réduire la condensation des composants gazeux. Il a cependant été démontré que les composés HAP émis sous forme de vapeur condensent sur les surface des matières particulières lorsqu'ils refroidissent. Les particules échantillonnées ne sont ainsi pas toujours représentatives des particules émises.

4.3.2 Transport, transfert et transformation des contaminants

Les contaminants peuvent être émis dans l'environnement via chacun des trois média: l'eau, l'air et le sol. Le milieu où se trouve les contaminants influence le risque qui leur sont attribuables. Par exemple, l'inhalation des métaux est plus toxique que son ingestion [CHEREMISINOFF, 1989]. Dans chaque cas, différents phénomènes physiques et chimiques peuvent entraîner le transport, le transfert et la transformation des contaminants. Les calculs de transport des contaminants reposent sur des modèles théoriques de la façon dont les substances se déplacent dans l'air, l'eau et le sol et se mélangent aux autres substances. Les incertitudes des modèles sont liées à la théorie et/ou aux informations. Les initiatives de modéliser quantitativement les conséquences des activités humaines sur des systèmes environnementaux locaux ou régionaux ou de modéliser même le plus simple écosystème ont rencontré des succès limités. Ceci est dû à la complexité des conditions du milieu. Les modèles environnementaux sont remplis d'incertitude parce que les relations mathématiques entre les variables du milieu décrites dans les modèles ne sont pas connues ou parce que les modèles doivent grandement simplifier les conditions du milieu pour demeurer utilisables. Aussi, les données pour valider les modèles sont difficilement sinon impossibles à obtenir, ou sont obtenues à grand coût. En fait, peu de modèles sont validés en comparant les résultats avec des données de terrain. Les vérifications faites consistent trop souvent à ne vérifier que si le modèle fait bien les opérations spécifiées en comparant, par exemple, les résultats obtenus avec une solution analytique.

Les contaminants émis dans l'eau sont généralement dissous dans un liquide, bien qu'ils puissent être solides (solides en suspension) ou gazeux (diffusion). Le transport hydrodynamique a lieu simultanément avec les transferts par absorption et les processus de transformation. Le transport hydrodynamique se fait par l'effet des forces advectives (effet du débit d'eau au travers

d'un système) et de la dispersion turbulente (effet statistique de la turbulence, des vagues internes et autres phénomènes non attribuables à des descriptions mécanistiques détaillées) [SAMIULLAH, 1990]. Aussi, parce que plusieurs composés organiques sont liés aux matières particulaires aquatiques, le transport des particules peut déterminer le comportement de plusieurs composés. La solubilité des composés dans l'eau est un facteur des plus significatifs affectant le devenir des composés. Les composés chimiques qui sont très solubles sont rapidement distribués par le cycle hydrologique, ils tendent à avoir un faible coefficient d'adsorption dans le sol et ils se bioconcentrent peu dans le biota aquatique. De tels composés sont rapidement biodégradés par les micro-organismes. La vaporisation des composés organiques à partir de l'eau est un mécanisme significatif de transfert massique de l'eau vers l'air. La volatilisation est contrôlée par la solubilité chimique, le poids moléculaire et la pression de vapeur, la nature de l'interface eau - air et les conditions atmosphériques, particulièrement la vitesse et la stabilité des vents.

Les contaminants émis au niveau du sol sont généralement des solides enfouis, bien que des liquides puissent y être déversés et des gaz adsorbés. Les contaminants épandus sur ou dans le sol, accidentellement ou non, sont éventuellement transportés par des processus physiques (adsorption, diffusion, volatilisation) ou chimiques (ionisation, hydrolyse, oxydoréduction, complexation) vers le sol, les réservoirs aquatiques ou atmosphériques. Les contaminants peuvent atteindre la zone d'eau souterraine en étant dissous dans l'eau ou dans une autre phase organique liquide immiscible avec l'eau. La dissolution des contaminants peut se faire à partir des contaminants de déversements déjà disponibles ou à partir de la lixiviation des solides ou des liquides organiques immiscibles. L'entreposage de déchets dangereux peut entraîner certaines réactions et l'émission de contaminants gazeux dans l'atmosphère. La migration des contaminants contenus dans les solides disposés dépend de l'interaction de plusieurs facteurs incluant la solubilité des contaminants chimiques, les gradients de densité et la chimie du sol. La chimie du sol déterminera les conditions favorables ou défavorables pour l'absorption, la fixation, la dégradation qui tendra à retarder la migration et pourra altérer la nature chimique des contaminants eux-mêmes.

Les contaminants émis dans l'atmosphère peuvent se déposer à de grandes distances du point de rejet. Le transport des contaminants émis dans l'air est influencé principalement par les

vents dont la vitesse détermine la distance parcourue avant la déposition et par le niveau de turbulence qui détermine le niveau de mélange. Les valeurs météorologiques utilisées pour la simulation des conditions de dispersion des contaminants influencent beaucoup les résultats. BOWMAN et CROWDER [1984] ont réalisé une étude sur l'écart entre un modèle à court terme utilisant des données météorologiques de valeurs horaires discrètes et un modèle à long terme utilisant données météorologiques moyennes. Ils ont observé des écarts de plus de 40% entre les concentrations de contaminants évaluées pour les mêmes conditions.

Le niveau de turbulence est un élément très important dans l'étude du transport des contaminants dans l'atmosphère. Il dépend de trois facteurs principaux:

1. les effets mécaniques d'objets proéminents dans le courant d'air;
2. le taux vertical d'augmentation de la vitesse des vents;
3. le profil vertical de température.

De façon générale, on peut retenir que l'atmosphère est un milieu oxydant, ce qui fait que les composés atmosphériques ont tendance à aller continuellement vers des états plus oxydés.

La photolyse, ou photoréaction des composés organiques a lieu en surface de l'eau, sur le sol et dans l'atmosphère. Ce phénomène de phototransformation par absorption de rayons lumineux est grandement influencé par la profondeur du contaminant dans l'eau ou dans le sol. Ce processus se fait parfois si rapidement qu'il peut être la transformation environnementale dominante pour certains composés [SUTER, 1993]. Les réactions de dissociations photochimiques sont importantes dans l'étude de la pollution de l'air par les produits qui en résultent: les radicaux libres. Ces produits initient ou participent à plusieurs autres réactions responsables de la conversion de contaminants primaires. Notons que les contaminants principaux (SO_2 , NO , CO et les composés organiques à l'exception des aldéhydes) n'absorbent pas de façon importante les radiations de la longueur qui prévalent dans le bas atmosphère. Seul le NO_2 peut être considéré comme un absorbant important [SEINFELD, 1986]. C'est ainsi que le chemin réactionnel du NO_2 sera différent si le processus se déroule le jour ou la nuit; les produits dominants sont respectivement le NO et le HNO_3 .

L'hydrolyse est un des plus importants mécanismes de dissociation des composés chimiques dans l'environnement [NEY, 1990]. Les éléments d'influence de ce processus sont la

température, le pH, la solubilité du contaminant, la présence de rayons ultra violets, le taux d'adsorption, d'absorption et de volatilité du contaminant, etc.

La volatilisation des composés chimiques sur ou dans le sol ou l'eau ou sur une plante ou un animal est un mécanisme important de transfert des contaminants vers l'air. Les facteurs d'influence sont la pression de vapeur du composé, le climat, le taux de sorption, d'hydrolyse, et de phototransformation.

L'adsorption dans le sol prévient la phototransformation, l'hydrolyse, la volatilisation, la mobilité par solubilité dans l'eau et la dégradation microbienne des composés.

La lixiviation des composés dans le sol est une grande préoccupation à cause du risque de contaminer l'eau souterraine. Les facteurs d'influence sont la solubilité, la biodégradabilité, le taux d'hydrolyse, de dissociation, de volatilité du composé ainsi que les conditions de précipitation qui prévalent. Le composé chimique peut également se déplacer d'une aire contaminée à une aire non contaminée par simple écoulement. Les facteurs d'influence sont la solubilité du composé, son taux de sorption sur le sol, les conditions d'érosion du sol.

L'activité microbienne permet également de briser les composés organiques. Il s'agit d'un processus important de détoxification, mais il peut également produire des produits plus toxiques que le composé initial. Les facteurs d'influence sont le pH, l'humidité et la température du milieu, le taux de sorption du composé, la population microbienne, le type de microbes présents, la concentration des composés chimiques ainsi que la présence d'autres composés chimiques.

La bioaccumulation est liée à la chaîne alimentaire, où des plantes contaminées contaminent des animaux, des animaux proies contaminés contaminent des animaux prédateurs. Les indicateurs de ce phénomène sont la solubilité du composé dans l'eau ainsi que son coefficient octanol - eau. Il est à noter que le métabolisme peut modifier le composé initial et favoriser la bioaccumulation des sous-produits générés.

Près du sol, le mécanisme principal de retrait des matières particulières est la sédimentation et l'impact sur les surfaces, tandis qu'à une altitude de plus de 100 m, la déposition humide est le mécanisme de retrait prédominant [SEINFELD, 1986]. Dans l'atmosphère, les particules participent à la formation des gouttelettes. Elles sont ensuite exposées aux gaz réactifs contenus dans l'environnement. Les gaz sont absorbés, établissant le pH initial et la composition

de la gouttelette. Le pH et la composition peuvent changer ultérieurement s'il y a des réactions en phase aqueuse qui se produisent.

Une fois les contaminants émis dans un médium particulier, ils demeurent dans ce médium ou se répartissent dans d'autres média selon leurs propriétés physico-chimiques. Par exemple, les BPC sont plus solubles dans les composés organiques; ils se bioconcentrent et se transfèrent à l'humain par la chaîne alimentaire.

Les composés chimiques émis dans l'environnement se répartissent donc entre l'air, le sol, l'eau et la matière vivante. La constante d'Henry (H) et le coefficient de répartition octanol - eau (K_{ow}) sont deux paramètres physico-chimiques fondamentaux qui contrôlent la répartition des composés chimiques dans ces quatre média.

4.3.3 Surveillance environnementale

Évidemment, le meilleur indicateur de l'exposition présente et passée aux composés sont les résidus des composés originaux et leurs métabolites dans les tissus et les fluides biologiques ou les excréments. Particulièrement, les tissus adipeux sont les réservoirs primaires dans le corps pour les composés persistants. Ces évaluations de la dose biologique effective expriment le niveau d'exposition interne. Le suivi biologique permet de mesurer les effets toxicologiques tels les mutations, les aberrations chromosomiques, etc. [LAVE et UPTON, 1987].

La surveillance environnementale permet de prendre en considération toutes les sources d'exposition (professionnelle et personnelle), d'intégrer toutes les voies d'exposition (respiratoire, digestive et cutanée) et de tester les mesures de protection. Elle permet aussi de prendre en considération les facteurs physico-chimiques et biologiques qui influencent le métabolisme d'absorption, (température ambiante, charge physique, dépense calorifique, pH, liposolubilité, hydrosolubilité, susceptibilité individuelle, etc.). Cette surveillance peut se faire de deux façons:

1. par mesure d'ambiance qui consiste à échantillonner de façon statique la concentration des contaminants dans les lieux auxquels sont exposés les individus;
2. par échantillonnage personnel qui consiste à échantillonner de façon dynamique la concentration des contaminants auxquels sont exposés les individus visés. Ceci se fait soit par estimation de la dose interne du contaminant, par mesure d'effets biologiques non toxiques ou toxiques (dépistage des effets précoces d'altération de la santé).

4.4 Exposition des contaminants

4.4.1 Caractérisation de l'exposition aux contaminants

L'exposition à un contaminant est le contact entre une concentration d'un agent chimique dans l'air, l'eau, la nourriture ou un autre matériau et l'individu ou la population d'intérêt. L'agent est la source d'une dose interne dans un tissu ou un organe critique. L'ampleur de la dose dépend de plusieurs facteurs dont les volumes ingestés ou inhalés, les fractions du matériel ingestées ou inhalées transférées au travers des membranes, des voies respiratoires et gastro-intestinales, ainsi que les fractions captées par les tissus visés. Chacun de ces facteurs varient considérablement d'un individu à un autre. Les sources de ces variabilités incluent le niveau d'activité, l'âge, le sexe, le statut de santé, etc.

L'exposition peut se présenter sous une unique dose majeure d'une seule substance comme dans le cas d'une émission accidentelle ou d'un déversement d'un produit chimique, mais elle se présente principalement sous la forme de l'exposition cumulative d'un individu à un mélange complexe durant une longue période de temps. Lorsque le taux de rétention d'un composé sur un tissu critique est cumulatif et que le taux de clairance ou de rétention est faible, la dose d'intérêt peut être représentée par l'absorption cumulative.

La caractérisation de l'exposition est le processus de mesure ou d'estimation de l'intensité, de la fréquence et de la durée d'exposition à des agents environnementaux de la source aux sites des organes. Les principales étapes sont les suivantes [ALDRICH, 1993]:

1. identification et mesure du polluant;
2. quantification de la quantité de contaminants dans l'environnement;
3. identification de la source du contaminant;
4. identification du média d'exposition;
5. identification du moyen de transport du contaminant;
6. identification des propriétés chimiques et physiques du contaminant;
7. identification des routes d'entrée dans l'organisme (respiratoire, dermique, orale, etc.);
8. identification de l'intensité et de la fréquence des contacts;
9. identification des patrons temporel et spatial de concentration;
10. estimation de l'exposition totale des différents composés et mélanges.

4.4.2 Évaluation des effets de l'exposition

SUTER [1993] exprime ainsi ce que signifie l'évaluation de l'effet de l'exposition: « l'évaluation de l'effet est le processus déterminant la relation entre l'exposition à un matériau toxique et son effet qui est potentiellement dangereux envers la finalité évaluée ». Elle est définie par les composantes liées à l'exposition (caractéristiques de la substance, concentration de la substance à laquelle est exposé l'individu, durée de l'exposition) et les composantes liées à l'effet (proportion des organismes, de la population, de la communauté qui répond à l'exposition; sévérité de l'effet).

L'évaluation des effets de l'exposition doit considérer la synergie que peut présenter l'exposition à plusieurs contaminants. Un mélange de contaminants peut influencer la toxicité de deux façons: i) le mélange peut introduire des effets qui sont qualitativement ou quantitativement différents des effets entraînés par les composantes séparées; ii) les effets d'un composé peuvent influencer la cinétique de l'apport, du métabolisme ou de l'excrétion des autres composés.

Aussi, les individus peuvent présenter d'importantes différences dans leur susceptibilité de dommages à la santé liés à leur exposition. Chez l'humain, les personnes âgées sont plus susceptibles aux infections pulmonaires que les jeunes, alors que les jeunes sont plus susceptibles aux carcinogènes que les personnes plus âgées. Les enfants, et plus particulièrement les foetus, sont plus susceptibles que les adultes à la plupart des composés chimiques toxiques.

Les effets peuvent être indirects comme la possibilité de prolifération d'espèces nuisibles lorsqu'une espèce prédateur essentielle est éliminée ou restreinte, ou le potentiel de bioconcentration d'une substance toxique sous-létale dans la chaîne alimentaire.

Les contaminants présents dans l'eau sont ingérés ou absorbés par la peau. La peau est généralement une bonne barrière aux contaminants chimiques, par les nombreuses couches de cellules qu'elle possède. Certains composés sont rapidement absorbés tels le phénol, le tétrachlorure de carbone, les pesticides organophosphatés. Les facteurs d'influence de l'efficacité de cette barrière sont les suivants [LAVE et UPTON, 1987]:

- ♦ degré de solubilité du composé dans les graisses;
- ♦ site sur le corps;
- ♦ flux sanguin local;

- ♦ température de la peau;
- ♦ présence de blessures qui peuvent augmenter l'absorption percutanée.

Les contaminants présents dans l'air sont beaucoup plus disponibles. Les gaz et les vapeurs présents dans l'air entrent en contact rapidement avec les surfaces par diffusion moléculaire. L'adsorption en surface est limitée pour les composés de faible solubilité dans l'eau comme l'ozone. Les vapeurs les plus solubles dans l'eau, comme le SO_2 , sont presque complètement retirées de l'air inspiré dès les premiers contacts avec le système respiratoire.

En ce qui a trait aux particules, le paramètre le plus critique relativement au patron et à l'efficacité de la déposition en surface est la dimension des particules. La plupart des particules ont un diamètre supérieur à $0,1 \mu\text{m}$. Ces particules ont un déplacement par diffusion beaucoup moins important que les molécules de gaz et elles sont petites comparativement à la grandeur des circuits aériens dans lesquels elles sont en suspension. Ainsi, la pénétration des particules dans le circuit pulmonaire se fait principalement par convection. Quelques dépositions par diffusion surviennent pour les particules plus petites que $0,5 \mu\text{m}$ dans les petits conduits. Pour les particules plus grandes que $0,5 \mu\text{m}$, la déposition par sédimentation se fait dans les petits canaux. Pour les particules supérieures à $2 \mu\text{m}$, l'inertie des particules est suffisante pour permettre une déposition par impaction sur les surfaces due à un changement de direction.

Les composés qui se dissolvent dans le mucus des circuits respiratoires peuvent rapidement diffuser dans l'épithélia et le sang en circulation, gagnant ainsi accès aux tissus du corps. Les réactions chimiques et les processus métaboliques peuvent survenir dans les fluides des poumons et les cellules, limitant l'accès au matériel inhalé et créant des sous-produits de réaction de plus ou moins grande solubilité et activité biologique. Certains composés peuvent réduire la capacité de clairance du système respiratoire (ex: SO_2 , ozone, gel de silice). Les composés peuvent altérer le système gastro-intestinal lui-même ou être absorbés par les cellules qui couvrent ce système. La région principale pour l'absorption est le petit intestin.

4.5 Caractérisation du risque

La caractérisation du risque est l'intégration des résultats de l'évaluation de l'exposition et des effets de façon à obtenir un estimé du niveau de l'effet qui résultera de l'exposition [SUTER, 1993]. Une façon d'estimer le risque est de comparer des concentrations anticipées

dans l'environnement avec des seuils toxiques estimés et de faire un jugement sur la sécurité de la situation. Dans le cas de la caractérisation du risque écologique, il est important de définir l'objectif de préservation recherché. La finalité sont les valeurs environnementales à protéger. Comme il est difficile et coûteux de maintenir tous les éléments des écosystèmes, les éléments à sauvegarder doivent être définis.

Les relations dose-réponse ne sont pas toutes validées avec la même force, selon les informations disponibles sur les contaminants et les causes potentielles. Les relations peuvent être vérifiées statistiquement ou non vérifiées statistiquement mais probables; des préjudices peuvent être attendus bien que le niveau de risque demeure inconnu; ou le risque peut être non anticipé et l'ampleur de l'effet n'est constaté qu'après coup.

Un élément essentiel dans la caractérisation du risque est l'élément de causalité entre le contaminant et l'effet anticipé. Les facteurs permettant d'évaluer cette causalité peuvent se résumer ainsi [SUTER, 1993], [ALDRICH, 1993]:

- ♦ force de l'association: l'augmentation de l'exposition entraîne une importante augmentation de la réponse;
- ♦ spécificité de l'association: l'effet observé est exclusivement observé chez les individus exposés à la cause présumée;
- ♦ relation dose-réponse: la fréquence ou la gravité de l'effet augmente avec l'intensité de l'exposition;
- ♦ constance de l'association: l'association est observée chez différentes populations, dans des lieux, temps et circonstances différents;
- ♦ séquence temporelle entre l'exposition et l'effet;
- ♦ plausibilité biologique: l'explication de l'association par un mécanisme biologique;
- ♦ cohérence et analogie: l'association est cohérente avec ce que nous savons de la cause présumée de l'effet étudié ou d'effets semblables;
- ♦ direction de l'effet: la manipulation de l'exposition entraîne une variation prévisible de l'effet.

Un élément très important à considérer est la possibilité de la présence d'un facteur de confusion qui est susceptible de modifier l'association détectée entre la cause étudiée et l'effet anticipé.

Dans ce contexte, un facteur de confusion est tout facteur de risque additionnel, qui est associé à la fois au facteur à l'étude et à l'effet anticipé.

La caractérisation du risque environnemental doit, en plus de présenter les résultats de l'évaluation du risque, décrire les modèles utilisés, leurs principales hypothèses, leur validité, le degré d'acceptation de la communauté scientifique, les sources des données et des autres paramètres utilisés, ainsi que les sources d'incertitude. Le résultat de la caractérisation du risque doit aussi indiquer l'échelle temporelle et l'échelle spatiale choisies pour l'évaluation.

4.6 Risques à la santé humaine et aux écosystèmes reliés aux effluents du système

Dans cette section, les risques à la santé humaine et aux écosystèmes seront regardés en ce qui a trait à la gazéification (capacité de 4 T/h) et au système de conditionnement des gaz et d'un estimé de la dilution qu'entraîne la combustion des gaz en considérant que cette combustion n'a pas d'effet sur les particules. Notons que les conséquences de l'exposition chronique des systèmes d'écosystèmes aux faibles doses de contaminants sont principalement cumulatives et indirectes. Ces effets sont souvent difficilement anticipés et étudiés. Il est difficile de mesurer ou de prédire les effets sur les écosystèmes avec le temps, l'espace, le niveau d'organisation. Ici, les études sur des espèces indicatrices seront relevées bien que ceci limite la connaissance des effets au niveau des écosystèmes entiers. De plus, certains stress s'accumulent avec le temps et les expériences à court terme dans les laboratoire peuvent sous-estimer les effets sur le terrain, tel l'effet d'accumulation.

4.6.1 Matières particulaires

Un facteur des plus important pour déterminer l'effet des matières particulaires sur la santé humaine et sur les écosystèmes est le diamètre des particules. Dans le cas de la gazéification, les particules émises avant conditionnement des gaz ont un diamètre d'environ 0,1 μm (évaluation faite par microscopie - voir LARAMÉE, 1994). Les particules de cette dimension sont celles qui causent le plus de dommages à la santé, étant captées profondément dans les cavités bronchiques. Ces effets peuvent être d'autant plus problématiques que ces particules concentrent les métaux émis. Dans le cas de la gazéification du polyéthylène, par exemple, il a été établi que les particules du cendrier #2, qui ont un diamètre moyen inférieur aux particules du cendrier #1, présentent une concentration de métaux supérieure.

Cette connaissance a amené une équipe de scientifiques de l'EPA à recommander de considérer séparément les particules de moins de 2,5 μm de diamètre de celles de moins de 10 μm . Actuellement, les normes au Canada et aux États-Unis sont basées sur la mesure de particules inhalables d'un diamètre de moins de 10 μm . Les particules de moins de 2,5 μm de diamètre sont formées principalement par les processus de combustion ou par des réactions chimiques secondaires, tandis que les particules de plus de 2,5 μm sont formées principalement par des processus mécaniques. La principale préoccupation de cette étude était la mortalité chez les humains. WOLFF [1996] rapporte que à court terme, l'équipe a conclu à une augmentation de 4 % de la mortalité avec une augmentation de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration des matières particulaires de plus de 10 μm lorsqu'une personne est exposée à ces matières la vie entière (70 ans). Ils n'ont pas déterminé l'existence d'une valeur seuil sous laquelle il n'y aurait plus de mortalité aiguë. À long terme, l'étude, qui a réajusté les taux de mortalité par le tabagisme et les autres variables potentiellement confondantes (produisant les mêmes effets), a montré une relation positive entre la mortalité annuelle et le taux de matières particulaires. Ils n'ont cependant pu obtenir de consensus sur une teneur de matières particulaires inférieures à 2,5 μm à rencontrer. En fait, les particules de 10 ou 2,5 μm ne sont pas des entités chimiques simples. Elles sont composées de 4 ou 5 composantes principales et d'une centaine de constituants à l'état de trace. Certains suggèrent que les agents causaux peuvent être certains constituants de ces particules plutôt que les particules entières elles-mêmes. Des stratégies de contrôle de ces agents devraient être développées dans ce cas, plutôt que des particules elles-mêmes.

SCHWARTZ et coll. [1996] relèvent pour leur part qu'une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration de particules de moins de 2,5 μm est associée à une augmentation de 1,5 % de la mortalité (96 % I.C.: 1,1 % à 1,9 %), toujours lorsqu'une personne est exposée sa vie entière à ces matières. Ces données suggèrent que l'augmentation de la mortalité aiguë est spécifiquement associée aux particules de moins de 2,5 μm qui sont associées aux systèmes de combustion. L'association entre l'exposition aux particules fines et aux décès par maladie cardiaque est aussi supportée par des expériences toxicologiques sur les animaux. Les auteurs rapportent que les hypothèses majeures en regard au mécanisme par lequel les particules fines induisent une inflammation pulmonaire est relié aux propriétés chimiques des particules comme l'acidité et la

présence d'ions métalliques ainsi qu'aux propriétés physiques des matières particulaires ultrafines. Par exemple, les ions ferriques catalysent la production de radicaux libres hydroxyl qui a été liée aux inflammations pulmonaires induites par les particules de silice, les fibres d'amiante, les poussières de charbon et les particules de dioxyde de titane. Les particules ultrafines sont peu retenues par les macrophages pulmonaires et sont capables de pénétrer dans l'épithélium pulmonaire. Ces propriétés augmentent de beaucoup le délais de clairance des particules dans les poumons, augmente leur temps de rétention et ainsi leur toxicité pulmonaire.

De plus, ABBEY et coll. [1995] ont estimé l'effet à long terme de particules de moins de 10 µm dans une cohorte de près de 4 000 non-fumeurs dans plusieurs endroits en Californie. Les relations établies pour une exposition durant la vie entière à plus de 100 µg/m³ de particules sont les suivantes:

- ♦ développement d'obstruction pulmonaire: risque relatif (RR) de 1,17 (IC 95 %: 1,02-1,33);
- ♦ toux persistante: RR=1,21 (IC 95 %: 1,02-1,44);
- ♦ développement de l'asthme: RR=1,30 (IC 95 %: 0,97-1,73).

Notons qu'ils ont déterminé que le SO₂ et le NO₂ ne sont pas des facteurs confondants et que l'effet de l'ozone n'a pas été regardé.

En ce qui a trait aux résultats obtenus pour la gazéification, le système de conditionnement du gaz synthétique utilisé et l'estimation de la dilution amenée par la combustion, pour une capacité de 4 T/h, les taux d'émission de matières premières induisent une concentration au sol reprise au tableau 4.1. Cette concentration a été établie en considérant l'équation de dispersion du règlement sur la qualité de l'air de la Communauté Urbaine de Montréal (CUM) [1991] applicable à plusieurs contaminants, dont les matières particulaires:

$$C = \frac{10^6 Q}{u} e^{\left\{ -2,5302 - 1,5610 \log_e H - 0,0934 \left(\log_e H \right)^2 \right\}} \quad [4-1]$$

$$H = h + \frac{V_s d}{u} \left\{ 1,5 + 2,68 \frac{(T_s - 298) d}{T_s} \right\} \quad [4-2]$$

C: Concentration de l'agent polluant (µg/m³);

u: Vitesse du vent (m/s);

- Q: Débit de l'agent polluant (g/s);
- h: Distance verticale du sol au sommet de la cheminée jusqu'à concurrence de 100 (m);
- v_s : Vitesse de sortie des gaz dans la cheminée (m/s);
- d: Diamètre intérieur de la cheminée (m);
- T_s : Température des gaz dans la cheminée (K).

Les évaluations reposent sur une vitesse des vents de 10 m/s, une distance verticale du sol au sommet de la cheminée fixée à 50 m, un diamètre intérieur de la cheminée de 1 m, d'une température des gaz de cheminée de 220 °C; les autres variables et la concentration de particules au sol sont reprises au tableau 4.1 pour chaque essais.

La norme édictée par ce règlement est de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tandis que la norme éditée par le règlement provincial est de 70 [R-29]. Les conditions estimées rencontrent facilement ces normes. En ce qui a trait aux résultats de SCHWARTZ et coll. [1996], en extrapolant leur relation (1,5 % augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration de particules de moins de 2,5 μm) sans niveau de seuil, l'unité d'épuration des gaz de combustion devrait avoir l'efficacité notée au tableau 4.1 pour n'entraîner qu'un cas de mortalité pour 100 000 personnes exposées toute leur vie aux particules émises. Ces efficacités sont atteignables. Un exemple de calcul est présenté à l'annexe B.

TABLEAU 4.1 ÉVALUATION DES CONCENTRATIONS DE PARTICULES AU SOL
ET DE LEURS EFFETS (capacité de 4 T/h et absence d'effet de la combustion
sur les particules du gaz conditionné)

Paramètre	Bois	CDD	PE
Q (g/s)	0,13	0,0062	1,2
v_s (m/s)	16	12	24
H (m)	54	53	56
C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,46	0,023	3,9
Efficacité d'épuration des gaz de combustion requisse pour un risque de 1 cas de mortalité pour 100 000 personnes exposées toute leur vie	98,5 %	71 %	99,8 %

4.6.2 Composés organiques

Plusieurs composés organiques sont chimiquement instables. Après leur rejet dans l'atmosphère, ils sont rapidement transformés en d'autres composés, souvent des produits intermédiaires plus toxiques, qui sont habituellement non connus et qui sont souvent des molécules organiques complexes nitrées ou partiellement oxydées.

a) Dioxines et furannes

La gazéification suivie d'une étape de conditionnement du gaz synthétique généré, permet de contrôler la présence de chlore lors de la combustion. Ceci permet de réduire la formation de dioxines et de furannes. Ceci est très favorable puisque, parmi les composés organiques, les dioxines présentent une grande préoccupation par leur haut potentiel de toxicité, leur grande bioaffinité et leur grande résistance à la dégradation. En fait, le Conseil en Santé de l'Environnement (CSE) [1993] considère que les dioxines et les furannes constituent les substances les plus dangereuses émises lors de l'incinération des déchets solides municipaux. Ces composés sont difficilement biodégradables, ils se concentrent dans les graisses des organismes vivants et sont bioaccumulables tout au long de la chaîne alimentaire. L'effet des dioxines chez l'humain a commencé à être étudié entre autres par la contamination à l'agent Orange dans le Vietnam qui contient en moyenne environ 2 ppm de TCDD (2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine). Les effets notés portent principalement sur le système reproducteur (stérilité, avortements, malformations à la naissance) et la possibilité de développement de cancers. Le lien causal de l'exposition au TCDD ou d'autres éléments de l'agent Orange est difficile à établir, d'autant plus que plusieurs personnes exposées n'ont eu des effets que 10, 15 ou 20 ans après leur exposition [HOBSON, 1984]. Aussi, ils n'ont pu établir aucun lien entre le taux de mortalité des soldats et l'exposition au TCDD ou aux herbicides, entre autres par l'effet des «travailleurs en santé», le taux de mortalité observé était inférieur au taux anticipé [HOBSON, 1984].

En ce qui a trait aux effets immunologiques chez l'humain, peu est connu quant à l'effet des dioxines. Il a été démontré que le TCDD a des effets toxiques chez les animaux exposés. Aucune altération de l'immunité cellulaire chez les résidents du Missouri exposés au TCDD sur une longue période n'a été statistiquement significative [KNUTSEN, 1984].

L'étude épidémiologique et toxicologique du TCDD par KIMBROUGH [1984] relève que les effets de ce contaminant sont induits par une quantité moindre si l'exposition est prolongée comparativement à une exposition aiguë. En fait, l'EPA (Environmental Protection Agency des États-Unis) a changé la classification des dioxines de cancérigène suspecté à connu, en considérant que l'exposition aux dioxines augmente le risque de cancer chez l'humain, que ce contaminant peut être nocif au système immunitaire et qu'il peut potentiellement provoquer des dommages au système reproductif humain. Il est considéré que les niveaux actuels de dioxines dans l'air et dans l'eau sont près des niveaux qui causent des effets négatifs sur la santé humaine [SAMDANI, 1994].

En ce qui a trait au mécanisme d'action de cette famille de contaminants, WU et WHITLOCK [1992] affirment que le TCDD se lie au récepteur Ah, une protéine intracellulaire, qui agit probablement comme intermédiaire aux effets biologiques des dioxines. Il forme un complexe TCDD-Ah et se lie ensuite à un récepteur de l'ADN. L'étude de CHOI et coll. [1991] sur des cellules épithéliales indique que le TCDD n'est pas un composé mutagène ni carcinogène parce qu'il ne se lie pas directement à l'ADN. Il agit plutôt comme un promoteur de tumeur, en agissant comme un signal modulateur qui contrôle le programme de prolifération des cellules et qui augmente le mouvement initié par le potentiel carcinogène. Lors de cette étude, une relation dose-effet de la concentration de dioxines et de l'effet sur les récepteurs a été notée.

En ce qui a trait aux effets dans les écosystèmes, l'environnement aquatique des Grands Lacs montre déjà des signes de la présence du 2,3,7,8-TCDD et du 2,3,7,8-TCDF dans les poissons selon O'KEEFE et coll. [1986]. Ces auteurs ont démontré que les poissons peuvent bioaccumuler le 2,3,7,8-TCDD de l'eau d'un facteur 10. La bioaccumulation dans la chaîne alimentaire des poissons est importante pour les composés peu solubles dans l'eau, ce qui est le cas du 2,3,7,8-TCDD avec une solubilité dans l'eau de 200 ppt et une demi-vie dans les sédiments de plus d'un an.

Il a été démontré que le TCDD a des effets toxiques chez les animaux exposés. Dans les études des espèces animales, une diminution des lymphocytes a aussi été uniformément observée autant à partir d'une exposition chronique que aiguë [KNUTSEN, 1984]. Les souris exposées ont démontré une réduction de l'hypersensitivité des réponses de la peau, une augmentation de la susceptibilité à certains agents infectieux [KNUTSEN, 1984]. Des dommages sévères aux reins

ont été notés chez les lapins, rats et souris après une contamination au Missouri tout comme des effets sur la peau de certains animaux [KIMBROUGH, 1984].

b) Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

L'unité de conditionnement des gaz peut retenir une certaine partie des HAP présents dans le gaz synthétique. Ces composés peuvent également être décomposés par reformage catalytique. Les gaz de combustion ne devraient contenir que peu de HAP. Ceci est d'autant plus avantageux que les HAP présentent un grand potentiel de cancérogénicité. Plusieurs études épidémiologiques ont montré une augmentation du taux de mortalité dû au cancer du poumon chez les humains exposés aux émissions de four à coke, aux émissions de goudron et à la fumée de cigarette. Ces mélanges complexes contenaient du Benzo (a) Pyrène (B(a)P), du chrysène, du benzo(a)anthracène, du fluoranthène et du bidenzo(a, h)anthracène. Bien qu'il soit impossible d'évaluer la contribution individuelle de chacun de ces composés, ces études montrent que des émissions de cette nature peuvent engendrer le cancer chez l'humain. Le B(a)P est le HAP le plus évalué par son grand potentiel. Le tableau 4.2 présente la classification des HAP selon leur potentiel cancérigène ainsi que l'estimation du risque que représentent ces composés basée sur l'équivalence B(a)P. L'annexe I présente la composition et la configuration de certains HAP. L'expression des concentrations des HAP en B(a)P s'effectue à partir d'unités de transformation en B(a)P. Celles-ci correspondent à un système de poids basé sur le potentiel cancérigène de chacun des HAP, établi en relation avec le potentiel cancérigène du B(a)P.

Pour le CIRC, les groupes mentionnés ont la signification suivante:

- ♦ Groupe 2A: composés probablement cancérigènes pour l'humain;
- ♦ Groupe 2B: composés possiblement cancérigènes pour l'humain;
- ♦ Groupe 3: composés ne pouvant être classifiés comme cancérigènes pour l'humain.

Pour l'EPA, les groupes représentent les classes suivantes:

- ♦ Groupe B2: composés probablement cancérigènes pour l'humain;
- ♦ Groupe D: composés ne pouvant être classifiés comme cancérigènes pour l'humain. Cette catégorie comprend les substances pour lesquelles aucune donnée toxicologique n'est disponible.

TABLEAU 4.2 CLASSIFICATION DES HAP PAR LE CIRC⁽¹⁾ ET L'EPA ET FACTEURS D'ÉQUIVALENCE B(a)P - Source: [BOUCHARD, 1993]

Composé	Poids moléculaire	Groupe CIRC	Groupe EPA	Facteur EBaP KREWSKI
Naphtalène	128			ND
Acénaphthalène	152			ND
Anthracène	178	3	D	ND
Phénanthrène	178	3	D	ND
Fluoranthène	202	3	D	ND
Pyrène	202	3	D	0,081
Fluorène		3	D	ND
Benzo(a)anthracène	228	2A	B2	0,145
Chrysène	228	3	B2	0,0044
Benzo(a)pyrène	252	2A	B2	1,0
Benzo(b)fluoranthène	252	2B	B2	0,14
Benzo(e)pyrène	252	3	ND	0,004
Benzo(k)fluoranthène	252	2B	B2	0,066
Benzo(ghi)pérylène	276	3	D	0,022
Indeno(123cd)pyrène	276	2B	B2	0,232
Dibenzo(ah)anthracène	278	2A	B2	1,11

(1) Commission Internationale de Recherche sur le Cancer

L'échelle d'équivalence de Krewski a été établie à partir de bioessais sur les animaux et des données existantes sur la toxicité des composés. On observe que seul le dibenzo(ah)anthracène a un facteur d'équivalence supérieur au B(a)P.

L'équivalent B(a)P (EBaP) utilisé dans l'estimation du risque se calcul de la façon suivante [BOUCHARD, 1993]:

$$\text{EBaP} = \sum_{i=1}^{i=n} \text{concentration de HAP}_i \bullet \text{Unité de transformation en B(a)P du HAP}_i \quad [4.3]$$

Son utilisation est basée sur l'addition des concentrations des HAP lorsqu'ils sont exprimés en équivalents B(a)P. Cette procédure est pertinente quand il s'agit d'évaluer le risque associé à une exposition à un mélange complexe, particulièrement lorsque les concentrations sont faibles. Les effets synergiques n'ont généralement lieu qu'à des concentrations plus élevées que celles jugées acceptables pour la population [BOUCHARD, 1993].

L'étude de BOUCHARD [1993] sur les risques associés aux émanations atmosphériques de HAP en provenance d'une usine de préservation du bois a relevé le potentiel cancérigène du B(a)P estimé par le modèle multistage linéarisé à partir des données de Thyssen et collaborateurs en 1981 ainsi que de Neal et Ridgon en 1967. Les potentiels cancérigènes pour l'inhalation du B(a)P ont été évalués par ces deux études respectivement à $1,1 \times 10^{-3}$ et $3,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. On observe un grand écart entre ces deux évaluations. Les risques individuels de cancer sont estimés en multipliant la concentration moyenne du total d'équivalent toxique de B(a)P par le potentiel cancérigène du B(a)P. Un exemple de calcul est présenté à l'équation 4.4.

$$\text{Risque pour 100 000 personnes} = \text{Moyenne totale EBaP} \cdot 3,3 \times 10^{-3} \cdot 100\,000 \quad [4.4]$$

Ce modèle ne considère pas les interactions possibles entre les composants (synergie, antagonisme) et suppose que les concentrations sont additives. Ce concept est accepté par l'EPA [BOUCHARD, 1993]. Le modèle suppose en plus la linéarité de la courbe dose-réponse à faibles doses. Il est cependant possible qu'il y ait absence d'effets sous un certain seuil, en raison de la capacité de réparation de l'ADN. Si tel était le cas, le modèle utilisé surestimerait le risque de cancer.

Aussi, les données expérimentales obtenues à partir d'essais sur des animaux exposés à de fortes doses ont été extrapolées pour obtenir les équivalents chez l'humain exposé à de faibles doses. Ces extrapolations des données vers l'humain sont délicates en raison des durées d'exposition expérimentales, des incertitudes quant au processus de développement du cancer chez les individus et de doses considérées.

En ce qui a trait au mécanisme d'action des HAP, notons d'abord qu'ils sont principalement absorbés par l'organisme au niveau des voies respiratoires et de la peau. Le principal site de distribution des HAP est le foie, mais leur caractère lipophile favorise leur accumulation dans les glandes mammaires et les autres tissus adipeux. Des études sur les rates enceintes ont aussi montré que ces composés et leurs métabolites peuvent traverser le placenta et se distribuer dans le tissu foetal [BOUCHARD, 1993]. Au cours du processus métabolique, de nombreuses transformations peuvent avoir lieu. Le B(a)P représente l'un des HAP dont le métabolisme est le mieux connu. Le diol-époxyde est le métabolite cancérigène ultime du B(a)P. C'est un agent électrophile et instable, qualités qui lui permettent de se lier aux acides nucléiques des cellules (ADN, ARN) et aux protéines [BOUCHARD, 1993].

Les effets des métabolites et leur type de liens doivent également être considérés. L'étude de MacLEOD et coll. [1987] amène à croire que le lien covalent des métabolites du B(a)P à l'ADN est plus important que le lien physique dans le processus de carcinogénèse.

Dans le cas de l'évaluation des performances de la gazéification comme unité de prétraitement, l'émission de ces contaminants après combustion devrait ultérieurement être évalués.

4.6.3 Métaux lourds

L'activité humaine peut augmenter le rejet des métaux des minerais, émettre de nouveaux composés non retrouvés naturellement dans l'environnement et accroître la distribution des métaux dans l'environnement. Les éléments métalliques ne se biodégradent pas dans l'environnement et ont tendance à se bioaccumuler dans les plantes et les animaux et à se mouvoir par la chaîne alimentaire. Les métaux ont des effets toxiques sévères. Les effets de l'inhalation des métaux est supérieur à leur ingestion [BRUNNER, 1991].

Pour l'environnement, la susceptibilité des micro-organismes et leur bioaccumulation de ces contaminants peuvent être très importants pour le fonctionnement de l'écosystème. Les métaux lourds peuvent avoir des effets importants sur les micro-organismes. Ils peuvent influencer l'adhésion des micro-organismes aux surfaces, phénomène important par exemple dans la fertilité du sol et la corrosion de surfaces immergées [BHATTACHERJEE, 1986]. Aussi, les métaux ont la capacité d'influencer la nature hydrophobique et hydrophilique des parois des cellules microbiennes, ainsi que l'habileté de stabiliser l'interaction entre les composantes cellulaires et les autres surfaces [BHATTACHERJEE, 1986].

Une difficulté supplémentaire réside dans l'évaluation du risque que représentent les différents métaux lourds pour la santé humaine et l'écosystème: l'effet différent qu'ils provoquent selon la forme physico-chimique sous laquelle ils se présentent. Certaines formes sont effectivement plus biodisponibles que d'autres.

Dans le cas de l'incinération des déchets domestiques, le CSE [1993] considère que les métaux des cendres volantes, comme le cadmium et le plomb, sont partiellement solubles dans l'eau. Si ces particules parviennent à pénétrer profondément dans les poumons, elles pourraient être solubilisées dans les liquides biologiques et être mobilisées dans l'organisme.

a) arsenic

L'arsenic est impliqué dans la carcinogenèse de l'humain [SEINFELD, 1988].

b) cadmium

Le cadmium est utilisé dans les plastiques, les pneus et les pigments. Le cadmium et plusieurs de ses composés a été identifié comme carcinogène chez les animaux. La concentration moyenne dans le milieu ambiant est de 3 ng/m^3 [SEINFELD, 1988]. Dans le corps humain, il interfère avec le processus naturel de métabolisme du zinc et du cuivre et il causerait aussi des maladies cardio-vasculaires et l'hypertension [BRUNNER, 1991].

c) chrome

Le chrome est un composé pour lequel il est clair que la forme physico-chimique influence l'effet sur la santé. Par exemple, LABORDA et coll. [1986] ont démontré, par une étude de l'effet du chrome sur les rats, que le Cr VI montre des effets toxiques plus importants que Cr III.

d) cuivre

Le cuivre est classé dans la classe III, soit comme carcinogène questionnable, avec des effets notés expérimentalement sur la reproduction [LEWIS, 1991].

e) mercure

Le mercure a une habileté particulièrement grande à se bioaccumuler. De plus, par son faible point d'ébullition, il est émis à l'atmosphère lorsqu'il est présent dans un combustible ou un matériau chauffé. De plus, le méthylmercure est capable de passer d'importantes barrières biologiques telles celles du sang, du cerveau et du placenta [BARGALI, 1990]. Il est efficacement accumulé dans les organismes vivants. L'étude de MISRA et coll. [1991] montre bien que la présence de métaux lourds peut réduire la capacité de biotransformation des écosystèmes et entraîner l'accumulation de composés organiques biodégradables. Ils ont à ce sujet montré que le pourcentage de dégradation de composés organiques diminue de 25 % par la présence de composé de mercure.

f) nickel

Le nickel inorganique est reconnu comme carcinogène pour l'humain [SEINFELD, 1988]. Il se retrouve dans la classe I, soit comme carcinogène confirmé [LEWIS, 1991]. Les principales sources d'absorption sont l'ingestion et l'inhalation qui est la route la plus importante [NIEBOER et coll., 1992]. Une étude épidémiologique de l'exposition à long terme de travailleurs dans des

mines de nickel, faite par SARKAR et PREDKI [1992], a conclut qu'un risque substantiel de cancer du rein existe en plus du cancer des poumons, du nez et du larynx.

Les investigations épidémiologiques ont démontré un nombre graduellement grandissant d'individus sensibles au nickel depuis la deuxième guerre mondiale [NICKLIN et NIELSEN, 1992]. La moyenne américaine en 1982 était de $0,008 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [NIEBOER et coll., 1992]. Une étude dans une usine de carbonyl de nickel en 1980 en Chine, où la concentration de nickel dans l'air ambiant est passée de 0,03 à $0,004 \text{ mg Ni}/\text{m}^3$ entre 1975 et 1984, a fait ressortir des anormalités chromosomiques significatives à plus de 95 % [SHI, 1992]. Cette étude se poursuit pour clarifier le risque de cancer et d'autres questions. Bien que l'on connaisse le rôle carcinogène d'autres métaux, la force des réponses induites par le nickel excède celle des autres métaux comme le chrome, le cadmium et l'arsenic [CHRISTIE et coll., 1992].

L'absorption du nickel dépend de la composition chimique et de la dimension des particules de la substance à laquelle on est exposé [NIEBOER et coll., 1992]. Le carbonyle de nickel (NiCO) est considéré être la forme de nickel qui est la plus dangereuse pour la santé humaine; elle amène des changements dans la structure des poumons qui causent des maladies respiratoires, incluant le cancer du poumon [BRUNNER, 1991]. Le nickel est transporté dans le corps par le plasma où il est lié aux protéines de grande masse moléculaire (ex: albumine) et aux transporteurs de faible masse moléculaire (ex: protéines et acides aminées). Le lien du nickel à ces protéines et acides aminés permet son transport rapide dans le corps [NIEBOER et coll., 1992]. Le nickel, comme certains autres métaux, est excrété principalement par l'urine; il est initialement accumulé dans les reins [NICKLIN et NIELSEN, 1992]. L'étude de NICKLIN et NIELSEN [1992] sur l'exposition des humains à de hauts niveaux d'exposition lie l'exposition au nickel avec divers processus immunitoxiques tels des effets d'hypersensitivité, et suggère que le nickel peut modifier les fonctions immunitaires normales (l'exposition au nickel peut réduire la résistance aux agents infectieux d'origine tant virale que bactérienne). La présence de nickel avec d'autres composés peut amplifier des effets. Par exemple, des études épidémiologiques supportent le rôle carcinogène du Ni dans le cancer des voies respiratoires causé par le B(a)P [CHRISTIE et coll., 1992]. Des effets antagonistes peuvent aussi avoir lieu. Ceci a lieu en présence du nickel et du chrome [KATSIFIS et coll., 1996].

g) plomb

Le plomb s'accumule dans le corps et cause des symptômes comme l'anémie, la stérilité, les fausses couches, les handicaps à la naissance [BRUNNER, 1991]. Il peut entraîner des dommages permanents et intraitables au système nerveux central et peut être associé à des dommages rénaux, et à l'hypertension [SEINFELD, 1988]. Le bruit de fond naturel est de l'ordre de 0,001 à 0,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [SEINFELD, 1988]. Le plomb se retrouve dans la classe II de la carcinogénicité des composés, soit un carcinogène suspecté. Des effets tératogènes et sur la reproduction sont à vérifier et des données de mutation sur l'humain sont rapportées [LEWIS, 1991].

h) zinc

Peu de conséquences semblent être connues du zinc. Une étude de BHATTACHERJEE [1986] sur l'effet du zinc sur les micro-organismes a montré des effets négatifs mais non statistiquement significatifs sur la croissance, bien que ne soit notée aucune augmentation de la teneur en zinc de ces organismes en présence de zinc. Cet auteur a cependant montré que le zinc a une affinité et une habileté à interagir avec la surface des parois et des membranes des bactéries.

Les connaissances actuelles ne permettent pas de lier des concentrations de métaux dans l'air ambiant à des risques quantifiables sur la santé.

4.7 Conclusion de ce chapitre

L'évaluation du risque environnemental permet de connaître les effets des émissions de contaminants ainsi que les sources d'incertitude de ces évaluations. Elle permet d'optimiser l'utilisation des ressources de façon à résoudre les problèmes les plus importants relativement aux effets possibles sur l'écosystème et sur la santé humaine.

L'évaluation du risque écologique doit gérer des dynamiques extrêmement complexes faisant en sorte que la quantification des interrelations des nombreuses variables des écosystèmes est pratiquement impossible. Et plus l'évaluation tente de prédire des situations lointaines dans le temps, plus incertaine est la prédiction des événements et leurs conséquences. De petits changements dans le court terme sont amplifiés et altérés via l'interaction avec d'autres changements dans le temps, augmentant d'autant l'incertitude.

Il est ainsi difficile d'établir des relations quantitatives entre les concentrations et les effets. Dans le cas des matières particulaires, l'unité d'épuration des gaz après combustion devrait permettre des efficacités d'épuration de l'ordre de 71 à 99,8 % pour assurer un risque acceptable pour la population, selon les taux d'émission estimés et les relations connues entre l'exposition et les risque de mortalité.

En plus des matières particulaires, certains composés organiques présentent d'importants risques à la santé. Le conditionnement du gaz synthétique avant leur combustion permet de réduire et même de reformer par catalyse certains de ces composés, réduisant d'autant leur émission. De plus, l'unité de combustion devrait décomposer ces composés. De plus, la conditionnement du gaz synthétique avant la combustion peut réduire de façon importante la présence de chlore dans les gaz et ainsi la formation de dioxines et de furannes.

En ce qui a trait aux métaux lourds, les taux d'émission estimés représentent une très faible concentration au sol. L'absence de relation quantitative entre les concentrations et les effets ne permet pas de conclure sur le risque que ces contaminants peuvent entraîner.

5.0 ACCEPTABILITÉ SOCIALE

5.1 Définition et importance de l'acceptabilité sociale

Il est reconnu maintenant que la gestion du risque environnemental n'est pas uniquement une question technique, mais aussi éthique. Ceci provient du fait que le processus de prise de décision ne peut se fonder sur le principe qu'il peut n'y avoir aucun risque. Les politiques publiques et privées de protection de la santé humaine et des écosystèmes doivent être fondées sur une méthode évaluant les risques possibles de façon à prévenir que l'environnement et l'humain soient exposés à des risques injustifiés. Comme l'évaluation du risque comprend plusieurs incertitudes, que les risques différents se comparent difficilement et que les efforts consentis à leur minimisation peuvent faire l'objet de controverses, la gestion du risque environnemental doit connaître quel est le niveau d'acceptabilité sociale des solutions proposées.

Plusieurs projets n'ont pas été réalisés par un manque d'acceptabilité du risque environnemental. Par exemple, à Montréal, un projet majeur d'incinération des déchets a échoué, entre autres, par un manque d'acceptabilité du risque. L'acceptabilité du risque peut varier considérablement d'une communauté à une autre, d'une culture à une autre. Une décision prise sous des bases de valeurs est certainement de définir quel est un risque acceptable dans des circonstances données. Puisque l'absence de risque n'est jamais possible, nous devons déterminer quel niveau de risque est acceptable selon les évaluations actuelles du risque et les bénéfices anticipés. Il n'y a pas de définition uniforme du risque acceptable qui doit probablement être vu comme un concept dynamique. N'oublions pas que pour celui qui évalue, ou parfois même celui qui gère, le risque peut ne signifier que des probabilités. Mais pour l'audience, le risque signifie la maladie, la souffrance, et possiblement la mort; et ce, pas uniquement pour eux, mais pour leur famille, leurs enfants et leurs descendants futurs.

Le processus de gestion du risque doit de plus déterminer pour qui le risque doit être acceptable, puisque cette acceptabilité varie d'une personne à une autre. En fait, l'acceptabilité du risque est le résultat de notre réflexion à partir de la perception plus intuitive que nous avons de ce risque. Nous verrons plus tard les différents éléments qui influencent l'acceptabilité du risque. Il est à noter que la «personnalité» des ingénieurs influence également le niveau de risque qu'ils considèrent acceptable. Par exemple, la confiance des ingénieurs dans la technologie (une croyance intuitive non rationnelle) les amène souvent à croire qu'une contre-mesure sera trouvée

à temps pour résoudre un problème donné même si rationnellement il n'y a aucune certitude qu'une solution existe ou qu'elle puisse être trouvée à temps. Les ingénieurs doivent être conscients de ces différences. Ils doivent participer de façon pro-active dans le processus de prise de décision et communiquer efficacement leurs connaissances sur l'évaluation du risque. Les ingénieurs ont une responsabilité professionnelle de concevoir et réaliser des projets qui favorisent l'acceptabilité sociale.

L'étude de MARTIN et SCHINZINGER [1983] réfère à deux définitions de l'acceptabilité du risque: i) une chose est sécuritaire si les risques qu'elle entraîne sont jugés acceptables (Lowrence), (ii) un risque est acceptable lorsque les personnes affectées ne l'apprehende pas (Rowe). Mais ils ont souligné qu'il y a des situations où les personnes ne font aucun jugement relativement à l'acceptabilité du risque. Ils ont ainsi proposé que (iii) un risque est sécuritaire lorsque, une fois que les risques sont bien compris, ces risques sont jugés acceptables à la lumière de principes de valeurs établis.

L'acceptabilité sociale du risque implique que le risque est acceptable par un large consensus, dans le milieu où les projets seront implantés. Il est à remarquer que l'acceptabilité sociale diffère de l'acceptation d'un projet. La réaction des individus face à un risque peut se modifier selon les conditions particulières entourant la gestion de ce risque. Ainsi, un individu peut être en position de trouver qu'un risque est acceptable dans certaines conditions, mais modifier sa position si l'un ou l'autre des enjeux se modifie; par exemple, une personne peut retirer son appui à un projet si le promoteur change. L'acceptabilité d'un risque n'implique pas son acceptation.

Le fait de mieux comprendre les fondements de l'acceptabilité du risque et de parvenir à considérer ces éléments lors de l'élaboration d'un programme de minimisation ou de gestion des déchets peut augmenter l'acceptabilité de tels programmes et l'engagement des intervenants à modifier les activités génératrices.

5.2 Facteurs d'influence de l'acceptabilité sociale

5.2.1 Perception du risque

L'acceptabilité est le résultat de la réflexion faite à partir de notre perception du risque plus intuitive. La perception du risque est cette représentation intellectuelle qui nous permet de

codifier le risque. La perception du risque peut être profondément ancrée à l'esprit ou encore vague selon la connaissance du risque et ses appréhensions.

Nos actions sont très liées avec nos perceptions. GUNN et VESILIND [1987] indiquent qu'une disparité entre notre pensée et nos actions crée un sentiment inconfortable que les psychologues appellent une «dissonance cognitive». Nous sommes plus confortables lorsque nous pouvons justifier notre comportement en se basant sur des faits. Mais la réglementation qui doit assurer la protection de la santé humaine et de l'environnement, répond parfois du risque perçu. L'activité industrielle répond également de plus en plus au risque perçu. Ainsi, une perception erronée du risque entraîne une protection inadéquate comme le représente la figure 5.1. Est-ce souhaitable, par exemple, qu'une entreprise soit contrainte à surchauffer la vapeur d'eau émise de son procédé avant son rejet à l'extérieur afin de réduire l'appréhension soulevée par ses voisins à la vue d'une fumée blanche? Comme dans ce cas, la perception qu'une action amène un risque supérieur au risque actuel entraîne une sur-protection, tandis que la perception d'un risque inférieure au risque actuel entraîne une sous-protection. La difficulté réside évidemment dans l'impossibilité de définir ce risque actuel, connaissance qui nous permettrait d'assurer une protection adéquate.

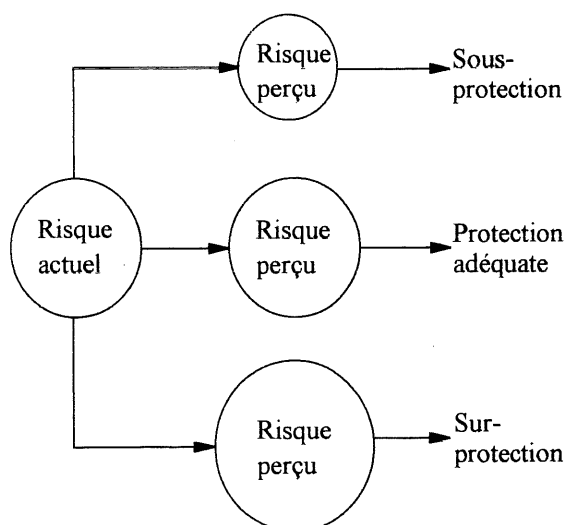


Figure 5.1 Effet de la perception du risque sur la protection
Source: [CHIRAS, 1986]

Malgré l'évidente complexité de la perception du risque et la difficulté de prédire cette perception, il est utile de connaître les principaux éléments qui influencent cette perception. Cette connaissance permet de considérer ces éléments dès les premières étapes de la gestion du risque environnemental. Pourrait-on, par exemple, modifier certains projets de recherche en considérant les facteurs qui influencent la réaction du public dans un domaine particulier?

La perception et l'acceptabilité du risque sont définis en grande partie par la Weltanschauung, cette vision du monde, cette base de la conception que chaque personne se fait de la réalité et qui établit les façons de penser et de faire propres à chaque individu. Les connaissances et la compréhension que l'individu a du risque sont aussi à la base de la perception; par exemple, un risque connu, compris et ainsi plus familier est parfois perçu comme étant moins menaçant. Les valeurs de l'individu jouent également un grand rôle; par exemple, il est difficile pour certaines personnes de percevoir favorablement un risque potentiel envers les générations futures pour profiter d'un bénéfice immédiat et éphémère.

Les principaux facteurs affectant la perception du risque sont repris au tableau 5.1. Ce tableau illustre comment le niveau de risque est un facteur important, mais loin d'être unique. La liberté de choisir ce à quoi l'on s'expose est également très importante, tout comme la confiance que l'on fait à ceux qui auront la charge de gérer ce risque. De la même façon, un accident qui entraîne plusieurs morts peut produire peu de perturbation sociale s'il arrive dans un système familial et bien connu. D'un autre côté, un accident qui entraîne peu de morts dans un système non familial, peut avoir des conséquences sociales immenses s'il est vu comme avant-coureur d'autres accidents et d'ennuis catastrophiques. Un facteur modifiable est la crédibilité de l'institution en charge. Une diminution de cette crédibilité ces dernières années peut expliquer l'augmentation du questionnement porté par les citoyens sur la gestion du risque. Les gestionnaires doivent comprendre la nature multidimensionnelle de la confiance du public et comment elle diffère d'un groupe social à l'autre. La confiance en une institution dépend de ce qui est arrivé dans le passé et de ce qui n'est pas arrivé, de l'action et de l'inaction. Les activités antérieures de minimisation du risque ont un effet important sur la perception du risque.

TABEAU 5.1 FACTEURS MODIFIANT LA PERCEPTION DU RISQUE
Sources: [COVELLO, 1989] et [GRIMA, 1989]

Facteurs	Conditions associées à la perception d'un haut niveau de risque
Sévérité des conséquences	événement entraînant plusieurs blessés ou décès
Probabilité d'occurrence	risque plus probable
Potentiel catastrophique	fatalités et blessures touchant des groupes de personnes (temps ou espace)
Familiarité	risque inconnu versus risque plus familier
Compréhension	risque dont le mécanisme ou le processus sont peu connus
Incertitude scientifique	risque qui apparaît non clair ou incertain chez les scientifiques
Contrôle	risque hors du contrôle personnel
Volonté	risque qui semble involontaire
Effets sur les enfants	risque qui touche particulièrement les enfants
Génération futures	activité qui pose un risque égal ou supérieur pour les générations futures
Retard des effets	effet chronique retardé dans le temps
Identité des victimes	risque touchant des victimes identifiables plutôt que des statistiques
Terreur	risque terrifiant, qui évoque une réponse à la peur ou l'anxiété
Confiance en l'institution	situation où l'institution responsable de la gestion du risque est perçue comme peu crédible
Attention des médias	risque qui reçoit plus d'attention par les médias
Historique accidentel	activité qui a un historique d'accidents majeurs et parfois mineurs
Équité et justesse	activité qui est caractérisée par une distribution du risque-bénéfice perçue comme inéquitable ou injuste
Clarté des bénéfices	activité dangereuse qui est perçue comme donnant des bénéfices directs non clairs ou questionnables
Réversibilité	activité dont les conséquences sont potentiellement irréversibles
Enjeux personnels	activité qui semble placer les individus personnellement et directement en situation de risque
Évidence	risque qui est basé sur des évidences d'effets sur les humains plutôt que sur des études basées sur les animaux
Origine	risque causé par les actions / inactions humaines plutôt que naturelles
Effet immédiat	événements immédiats versus effets latents
Effet direct	effets directs versus effets indirects tel l'effet du mercure dans les lacs

MARTIN et coll., [1983] expliquent la dynamique du ratio risque / bénéfice dont la représentation est reprise à la figure 5.2. Ce graphique clarifie la relation entre le risque et les bénéfices dont la fonction décroît plus rapidement dans la section des pertes qu'elle n'augmente dans la portion des gains. Ceci indique qu'une fois un ratio défavorable du risque / bénéfices établi, il devient très difficile de le rendre positif. MARTIN et coll., [1983] reprennent à ce sujet l'idée de SLOVIC qui indique que les croyances des gens changent lentement et qu'ils sont très réticents à de nouvelles informations. Une fois informés, l'impression initiale a tendance à structurer la façon dont nous interprétons les informations subséquentes. Nous donnons une grande importance aux évidences qui sont consistantes avec nos croyances initiales, en discriminant les évidences contraires comme erronées ou non représentatives, que ses croyances soient favorables ou non. Cette attitude peut naturellement s'observer chez les scientifiques également. SLOVIC [1987] indique que les jugements des experts semblent être soumis aux mêmes biais que ceux du public général, particulièrement lorsque les experts sont amenés à aller au delà des limites des données disponibles et à se replier sur leur intuition devant des contraintes budgétaires, par exemple, limitant leur expérimentation. Ce graphique exprime également une certaine inertie de la réaction face à un risque et que cette inertie est plus grande du côté des pertes, par la répugnance naturelle de l'humain face à l'anxiété.

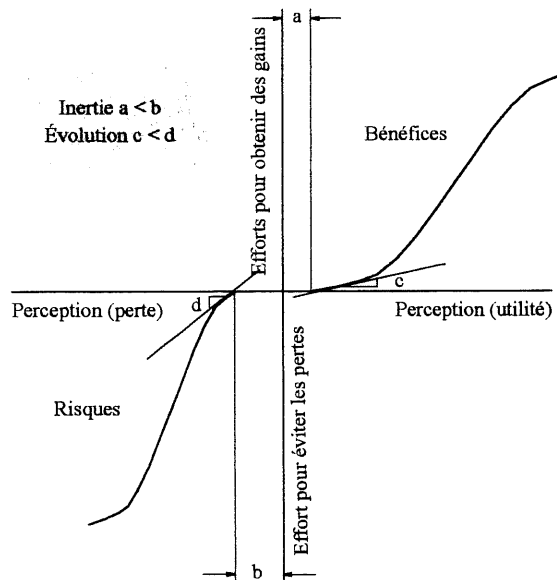


Figure 5.2

Fonction typique du risque / bénéfice
Source: [Martin et coll., 1983]

5.2.2 Weltanschauung

Notre Weltanschauung influence grandement notre niveau d'acceptabilité du risque. Ce terme allemand signifie la vision du monde, la conception de l'univers et de la vie. C'est un concept évolutif qui se façonne avec la réflexion ainsi que par le dialogue avec d'autres personnes.

Par exemple, nous avons tous notre propre façon de voir la place des citoyens dans le processus de prise de décision pouvant l'affecter. Certains voient que les citoyens sont représentés par des élus et que les décisions leurs reviennent, tandis que d'autres pensent que les citoyens peuvent apporter un éclairage unique que nul ne peut prétendre connaître et qui doit être communiquée aux élus avant la prise de décision. Aussi, comme l'indique COTHERN [1996], notre façon de voir notre relation avec les autres influence comment nous voyons notre responsabilité face aux problèmes à solutionner. Si nous visons principalement à obtenir nos propres désirs personnels, nous rechercherons des solutions permettant à chacun de réaliser ses propres désirs. Si nous nous voyons comme un membre d'une communauté formée de parties interdépendantes, nous verrons notre responsabilité dans la recherche de solutions qui maintiennent et cultivent cette communauté et son identité. Un autre exemple est l'image propre à chacun de l'importance de nos actions présentes pour le futur. Plus notre vision du monde nous amène à penser que le futur est important et modifiable, plus nous serons motivés à sacrifier un bien être actuel pour maintenir les opportunités de vie des générations futures.

5.2.3 Valeurs

La définition de MARTIN et SCHINZINGER [1983] indique également que le jugement de l'acceptabilité du risque se fait à la lumière de valeurs établies. Mais comme le soulignent GUNN et VESILIND [1987], il existe différents systèmes de valeurs qui se compétitionnent et qui doivent être considérés. Parfois même des valeurs de base entrent en compétition comme l'égalité et l'autonomie. Une des difficultés de la gestion du risque environnemental réside dans le fait que notre société ne véhicule pas un système de valeurs établi. Seul le dialogue peut amener à retrouver des valeurs communes sur lesquelles s'appuyer.

5.2.4 Connaissances

Tel qu'indiqué dans la définition de l'acceptabilité du risque amenée par MARTIN et SCHINZINGER [1983], l'acceptabilité du risque est grandement influencée par le niveau de

connaissance que nous avons de ce risque et qui nous amène, tout comme notre Weltanschauung et nos valeurs, à juger de son acceptabilité.

5.3 Principes d'acceptabilité sociale

Les derniers paragraphes présentent quels sont les facteurs qui influencent l'acceptabilité sociale du risque environnemental. Les suivants expriment quels en sont les principes. L'origine de l'acceptabilité sociale du risque a été définie par RACINE [1996] sous quatre principes: l'utilité, l'équité, le droit à l'information et la responsabilité inter-générationnelle.

5.3.1 Utilité

Le principe d'utilité permet aux personnes de faire le bilan entre les risques et les bénéfices du projet. Un élément important est de vérifier si les alternatives de minimisation du risque ont été étudiées, si tout a été fait pour réduire le risque selon les objectifs établis.

5.3.2 Équité

Le principe d'équité réfère à la notion de compensation pour ceux qui prennent les plus grands risques en contrepartie de ceux qui en tirent les plus grands bénéfices. Ce principe sous-entend souvent aussi le besoin de contrôle, par la vérification des activités, des risques encourus par les personnes les plus touchées. L'équité peut également sous-entendre le besoin que les citoyens puissent se prononcer sur un sujet qui les influence une fois qu'ils ont les informations nécessaires. Lorsque les personnes prennent des risques pour le bien de tous, elles doivent avoir la possibilité d'influencer la décision par des éléments que leur position seule leur permet d'amener.

En fait, ce principe est la base du bon fonctionnement d'une communauté puisque, comme le dit GUNN et VESILIND [1987], une communauté entière ne peut former une communauté morale tant que chacun ne se voit pas comme égaux. Une communauté se caractérise entre autres par un respect mutuel.

5.3.3 Droit à l'information

Le principe de droit qui réfère principalement au droit à l'information relativement à la gestion du risque environnemental d'un projet. L'importance d'une bonne communication avec le public lors de l'implantation d'un projet pouvant avoir des impacts sur l'environnement n'est plus

à démontrer. Mais l'incertitude liée à l'évaluation du risque environnemental entraîne d'importantes divergences de position et rend difficile cette communication du risque. ELLEFSEN [1993] reprend une définition de la communication du risque adoptée par le «National Research Council»: «la communication du risque est un processus interactif d'échanges d'informations et d'opinions sur les risques entre des individus, des groupes et des institutions; ce processus implique des messages complexes sur la nature du risque, sur l'expression des préoccupations, des opinions, des réactions aux messages ou aux dispositions légales et institutionnelles.»

Cette communication ne doit ainsi assurément pas être considérée à sens unique. Elle doit permettre un véritable dialogue qui permet de comprendre et répondre aux préoccupations des personnes potentiellement touchées par le projet. Dans ce processus complexe et délicat, l'interaction entre les personnes est primordiale. ELLEFSEN [1993] indique en ce sens que dans la communication du risque, «il est important que le message non seulement véhicule la dimension technique du risque mais qu'il soit en mesure de répondre aux interrogations du public ou de les soulever». Ursula Franklin reprend cette idée en mentionnant que «les ingénieurs ont le devoir de provoquer les débats» [MORAZIN, 1996 b].

Cette communication doit se faire le plus tôt possible, dès la conception d'un projet, de façon à pouvoir l'enrichir du point de vue particulier des citoyens ou des employés de manière efficace. De plus, comme l'indique SLOVIC [1986], une fois informé, l'humain a tendance à interpréter les faits nouveaux à la lumière de son impression initiale. Ainsi, par exemple, un individu qui perçoit la mise en place d'un programme de minimisation des déchets comme un irritant inutile, considérera comme erronés les éléments subséquents qui lui seront présentés s'ils lui apparaissent comme contraires à ses croyances initiales.

LARAMÉE [1994a] reprend plus précisément certaines difficultés de la communication du risque ainsi que certains principes des processus de communication. En fait, les désaccords entre les experts sur l'analyse de risque ont réduit cette confiance du public. Comme l'indique ELLEFSEN [1993], «une communication du risque soulève des considérations éthiques car on touche la notion d'intentionnalité de la source». La crédibilité de la source est un élément déterminant du succès du processus de communication. Aussi, l'incertitude inhérente à l'évaluation du risque ne doit surtout pas être niée mais plutôt reconnue dès le début de la

communication. L'objectif de la communication du risque ne doit pas être d'éviter ou de pacifier les citoyens. Il doit être de produire un public informé, intéressé, de façon à ce que son opinion et ses préoccupations soient raisonnables, réfléchies, calmes, orientées vers la recherche de solutions et de permettre au public d'être collaboratif. Comme le dit bien Ursula Franklin, « S'ils se préoccupent de bien informer le public, dans une langue qu'il comprend, ils trouveront en lui un allié lorsqu'un choix s'imposera entre un bon design et un autre peu coûteux » [MORAZIN, 1996 b].

5.3.4 Responsabilité inter-générationnelle

Puis il y a le principe de responsabilité intergénérationnelle qui réfère aux effets à long terme sur la pérennité des écosystèmes et la possibilité de préserver ou d'améliorer la qualité de vie des générations futures. Évidemment, ce principe de responsabilité inter-générationnelle réfère au principe de développement durable émis par la Commission Brundtland. Ce principe amène l'urgence pour la génération présente de rencontrer ses obligations pour le futur, même en ayant encore des difficultés majeures à estimer ces risques futurs. Ceci entraîne nécessairement un problème de motivation à agir dès maintenant, bien que les obligations de la présente génération envers les générations futures face l'objet d'un large consensus.

Ce principe rappelle celui de l'équité mentionné précédemment mais appliqué cette fois-ci entre les générations. Il nous amène, comme l'indique COTHERN [1996], à agir de façon à ce que les générations futures aient des opportunités égales aux nôtres. Ce même auteur décrit quand ce principe doit être appliqué: dès que les effets anticipés ne sont pas réversibles à l'intérieur d'une vie, la décision doit être traitée comme une décision affectant l'équité inter-générationnelle.

Évidemment, il y a un grand besoin d'éduquer la génération qui suit à mieux se préoccuper des générations futures. Avec le temps, l'horizon temporel de notre culture politique et notre capacité collective de prendre les décisions qui traitent équitablement les générations futures seront élargies.

5.4 **Éléments d'acceptabilité de la gazéification des déchets solides**

Cette section présente les éléments qui influencent le niveau d'acceptabilité de la gazéification des déchets et du conditionnement des gaz comme prétraitement avant la combustion.

5.4.1 Principe d'utilité

Ce principe se base sur le facteur d'influence de la perception qu'est la clarté des bénéfices. La valorisation énergétique est souvent perçue comme un frein aux efforts de réduction, réutilisation et recyclage des résidus puisqu'elle demande des matières de bonne capacité calorifique parfois recyclables ainsi que des quantités suffisantes pour alimenter l'unité. Elle doit s'appliquer en dernier recours, lorsqu'aucune alternative de minimisation, réutilisation, recyclage ou autre forme de valorisation n'est possible.

Le processus de gazéification offre la possibilité d'utiliser des unités de faible capacité et ainsi une flexibilité d'opération pour répondre aux fluctuations de quantité de déchets. Et il permet un conditionnement des gaz avant leur combustion qui réduit la formation et ainsi l'émission de contaminants.

5.4.2 Principe d'équité

Ce principe se base sur le facteur d'influence de la perception qu'est l'équité et la justesse. Le processus de gazéification permet l'opération économiquement viable d'unités de plus petite capacité que l'incinération. Il favorise donc le traitement de déchets locaux et ainsi l'équité.

5.4.3 Principe de droit à l'information

Ce principe se base sur les facteurs d'influence de la perception que sont la compréhension et la familiarité du risque ainsi que le contrôle du risque.

Comme dans tout projet de gestion des déchets, l'élaboration d'un programme de valorisation énergétique des déchets doit assurer l'implication des citoyens et des employés dès la définition du problème. Un suivi des opérations doit également être possible.

5.4.4 Principe de responsabilité inter-générationnelle

Ce principe se base sur les facteurs d'influence de la perception que sont la réversibilité du risque et les effets sur les générations futures.

Le développement et l'implantation d'une unité de gazéification doit s'assurer de réduire le risque à long terme que son application impose. Les émissions doivent être bien caractérisées et faire partie intégrante des paramètres d'optimisation de ces unités.

5.5 Conclusion de ce chapitre

Quatre principes principaux peuvent aider à comprendre l'acceptation sociale du risque environnemental. Ces principes sont appliqués par chacun de nous en regard à notre Weltanschauung, nos valeurs et nos connaissances.

Ces éléments, si différents d'un individu et d'une communauté à l'autre, doivent être partagés par le dialogue, le raisonnement et bien souvent, les compromis. L'acceptation doit être recherchée puisque, comme l'indiquent GUNN et VESILIND [1987], l'acceptation partagée bénéficie à chacun en réduisant les tensions et les conflits et en encourageant la confiance et la sécurité. L'ingénieur doit participer, ou tout au moins connaître, ces principes pour concevoir et réaliser les projets qui favorisent l'acceptabilité sociale.

En ce qui a trait à la gazéification des déchets solides comme prétraitement des gaz, les différences qui existent avec l'incinération doivent être mises en évidence et les risques doivent être considérés dans le processus visant à l'implantation de la technologie. En fait, le processus de gazéification présente plusieurs avantages face à l'incinération en regard de l'acceptabilité sociale de la valorisation énergétique des déchets. La connaissance des facteurs d'influence de la perception du risque, premier élément de base de l'acceptabilité, amène à conclure que la possibilité d'opérer des unités de petite capacité flexibles par rapport aux déchets traités est un point favorable pour la gazéification. En effet, la gazéification devient un prétraitement contrôlé des déchets avant la combustion de la matière organique. Aussi, le débit inférieur de gaz à conditionner fait en sorte d'accroître l'efficacité de traitement et ce traitement réduit les risques entraînés par les gaz de combustion générés. Ces éléments techniques majeurs vont dans la direction de l'atteinte d'objectifs d'acceptabilité en minimisant les risques de la valorisation énergétique.

6.0 PROCESSUS DE PRISE DE DÉCISION

6.1 Modèle STOPER

Le modèle STOPER (Figure 6.1a) présente, sous une forme systémique, les aspects à considérer à l'intérieur du processus de prise de décision. Une gestion efficace des résidus débute par la description de l'activité génératrice, qu'elle soit de nature individuelle, collective ou corporative. Cette description peut demander d'analyser la situation en amont de l'activité visée, puisque dans certains cas, la génération du résidu est liée à la façon de faire d'un fournisseur d'un produit ou d'un service.

Cette analyse de l'activité est ensuite suivie d'une description du résidu. Cette étape peut inclure une évaluation des quantités générées, de la composition du résidu, des caractéristiques liées aux risques que représente le résidu (corrosivité, inflammabilité, radioactivité, réactivité), de la concentration des contaminants toxiques et / ou lixiviables dans l'environnement ainsi que la catégorie à laquelle appartient le résidu selon la réglementation. Elle peut aussi inclure la description de son mode de gestion actuel, comprenant, s'il y a lieu, les conditions d'entreposage, de transport, de réutilisation, de recyclage, de valorisation et d'élimination. Elle peut permettre de vérifier le respect de la réglementation et des lignes directrices actuelles et anticipées. Cette étape descriptive doit couvrir la variabilité de la composition et du mode de gestion du résidu, par exemple, selon des modifications du procédé ou d'activités connexes.

Vient ensuite la description des impacts potentiels du mode de gestion actuel. Cette description doit être la plus complète et la plus globale possible. Elle doit couvrir les impacts à la santé humaine, écologiques, économiques, sociaux et culturels. La description de tous ces aspects représente un défi important, surtout lorsque l'on cherche à connaître les impacts à long terme. Une étape ultérieure est l'évaluation des risques qui qualifie ou quantifie l'incertitude liée aux effets de la gestion des résidus.

En fait, le premier pas dans l'établissement de priorités basées sur le risque est le développement de moyens scientifiques de prioriser les risques relatifs. Ceci doit inclure la meilleure information scientifique disponible ainsi que la perception et les préoccupations du public, de façon à atteindre la plus grande acceptation publique. Ensuite, d'autres préoccupations doivent être considérées: la faisabilité des solutions, la rentabilité et les autres impacts des actions qui peuvent être évalués pour mieux saisir les différents risques. L'objectif de cette étape

est d'identifier l'action qui présente la meilleure opportunité pour la plus grande réduction du risque. L'incertitude liée à l'évaluation du risque fait intervenir la notion de valeurs. En fait, elle influence la décision finale de réagir relativement à l'activité génératrice du résidu ou à l'activité de gestion de ce résidu. L'incertitude doit être bien définie dès le départ.

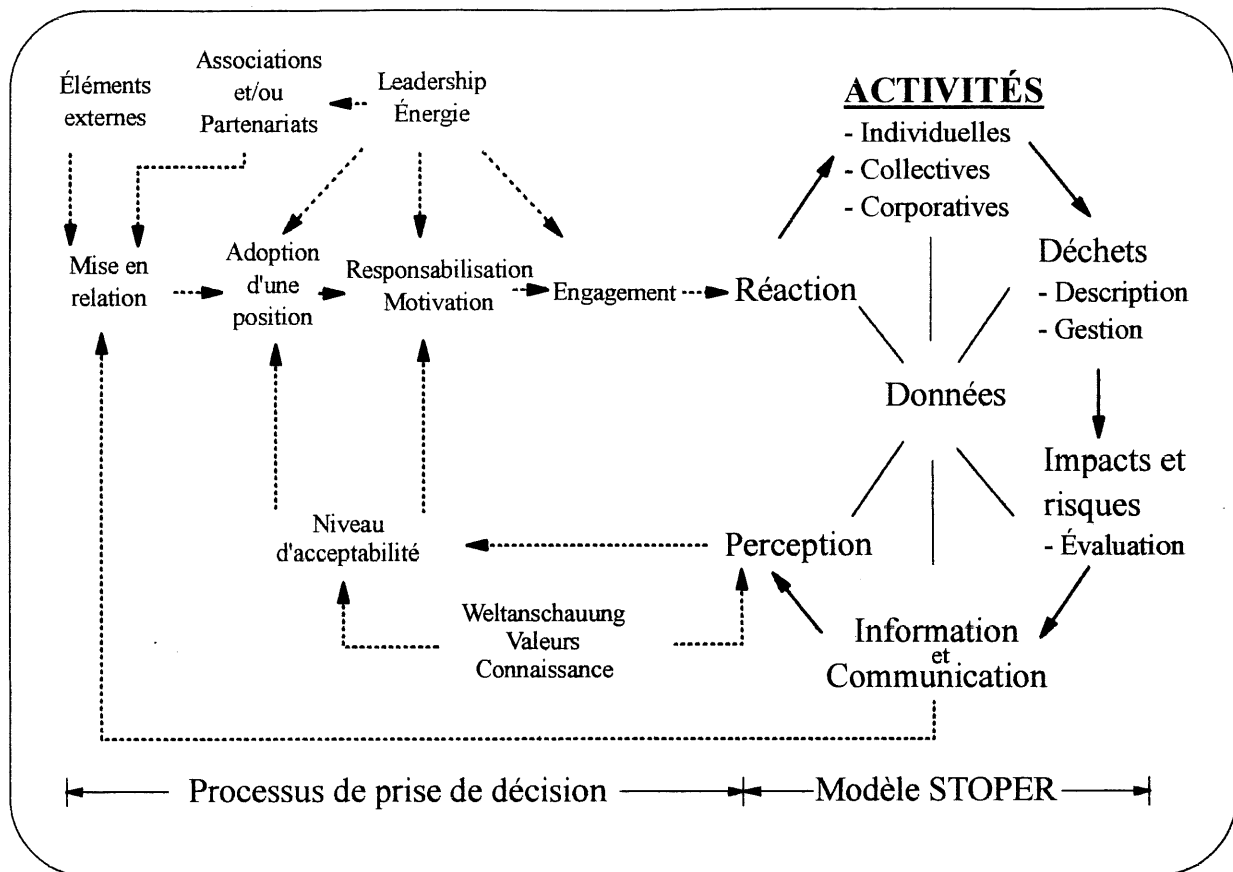


Figure 6.1 Vision systémique du processus de prise de décision dans la gestion du risque environnemental

Une fois ces informations en main, vient l'étape de la communication. Cette communication est le point de départ pour l'établissement de la perception du risque. Elle influence ensuite la prise de position face au besoin et à la nature de la réaction à implanter devant l'activité génératrice du résidu ou du mode de gestion de ce résidu. Elle doit s'adresser aux personnes potentiellement touchées par les impacts anticipés selon les modifications proposées. Ceci peut toucher des citoyens, des employés ainsi que des décideurs publics et

privés. La communication doit permettre à ces personnes de bien comprendre les enjeux locaux et globaux. Elle doit s'inscrire dans un processus de prise de décision qui favorise un dialogue ouvert et respectueux des différents points de vue de la situation présente et anticipée. Cette communication doit se faire tôt, dès la définition du problème, de façon à ce que chacun puisse participer d'une façon constructive à la recherche de la solution optimale.

L'information communiquée ainsi que le processus de prise de décision influencent la perception que les personnes auront du risque que représente le résidu généré présentement et son mode de gestion. La réflexion basée sur cette perception détermine le niveau d'acceptabilité du risque.

6.2 Processus de prise de décision

Le processus de prise de décision se base sur les éléments représentés dans le modèle STOPER. Il a comme objectif de modifier l'activité génératrice de résidus ou le mode de gestion de ce résidu lorsque le risque actuel est jugé non acceptable. Pour parvenir à la décision qui optimise le système étudié, le décideur se doit d'avoir la vision la plus complète et la plus juste possible de la situation. En fait, les politiciens et les dirigeants d'institutions ou de corporations sont souvent confrontés à des situations complexes, à des connaissances limitées ainsi qu'à un court laps de temps pour analyser un problème. Ils sont souvent liés à l'expertise des experts qui ont parfois une perspective étroite et disciplinaire. De plus, les politiciens doivent souvent tenir compte d'intérêts conflictuels de leur électorat.

La décision se base globalement sur un bilan entre les coûts et les bénéfices d'un projet déterminé. Dans la gestion du risque environnemental, l'évaluation de ces coûts et de ces bénéfices comporte plusieurs incertitudes. Plusieurs coûts et bénéfices sont difficiles sinon impossibles à quantifier, principalement lorsque l'analyse se fait relativement aux effets à long terme. Ces incertitudes amènent le décideur à baser ses conclusions sur des valeurs plutôt que sur des raisonnements basés sur des connaissances qui sont alors inexistantes.

Aussi, en gestion du risque environnemental, la décision prise peut avoir des répercussions sur d'autres personnes et même sur les générations à venir. Ceci demande que le processus de prise de décision fasse en sorte que la décision soit partagée par les personnes qui seront potentiellement touchées. Ceci amène la question suivante: comment amener la génération

présente à accepter et rencontrer ses obligations envers les générations futures alors qu'il subsiste encore d'importantes difficultés à estimer ces risques pour le future? Aussi, différentes personnes examinant les mêmes informations au sujet des risques qu'entraînent un projet peuvent arriver à des conclusions différentes, dû entre autres à un système de valeurs différent. En fait, le processus de prise de décision dans la gestion du risque environnemental doit viser la distribution équitable des risques (admettant les incertitudes actuelles) et des bénéfices, maintenant et pour les générations à venir. Ainsi, le processus de prise de décision doit être vu principalement comme un choix éthique.

Mais les risques sont analysés initialement par la perception que nous en avons. Cette perception est nuancée par notre Weltanschauung, nos valeurs et nos connaissances. Suite à cette première perception du risque, peut se former une réflexion qui détermine notre acceptabilité de ce risque. Cette réflexion se fait selon la responsabilité que nous nous donnons face au risque perçu. Ici également interviennent notre Weltanschauung, nos valeurs et nos connaissances. Lorsque le risque est jugé non acceptable, l'énergie, le leadership et la motivation, nuancés par les éléments externes (telles les pressions politiques, économiques, etc.), nous amènent à prendre ou non un engagement à amener une réaction qui permettra de réduire ce risque.

Souvent, la décision est prise par ceux et celles qui sont investis d'autorité et le public et / ou les employés n'ont le choix que d'être en accord ou en désaccord avec le projet déjà établi. La participation du public et / ou des employés est souvent une réaction à un problème ou une situation et non un apport constructif pour résoudre un problème. Le processus de prise de décision doit permettre l'échange d'idées entre chacune des parties concernées. SELDNER et COTHREL [1994] indiquent qu'une participation effective des citoyens est un défi qui doit être considéré dans notre processus réglementaire. Actuellement, l'individu et son opinion semblent n'avoir que peu d'influence. DAVID [1996] rapporte les résultats d'un sondage qui montre que 53 % des québécois croient que l'opinion des gens a peu d'influence sur les décisions prises par les élus municipaux, provinciaux et fédéraux (5 % croient à une grande influence; 29 %, à l'absence d'influence et 14 %, à une influence assez importante). Le processus de prise de décision doit être proactif, donner la place requise aux perceptions des autres personnes et respecter ces différences de vision. Cette participation des personnes potentiellement touchées par la décision permet également de favoriser l'implantation de cette décision. Cette

participation dans le processus de prise de décision est particulièrement importante dans la gestion des résidus. En fait, la réaction proposée demande souvent que l'activité génératrice du résidu soit modifiée, principalement lorsque l'on recherche la minimisation de ce résidu. Comme l'indique CIAMBRONE [1996], « l'essence d'un programme de minimisation des déchets est la participation des employés (et des citoyens). Les individus sont la clef du succès ». Cette participation est essentielle au retour d'une responsabilisation des personnes.

Cette participation débute nécessairement par le partage d'une information juste, globale et complète. Elle doit viser le dialogue plutôt que la discussion. SENGE illustre bien la différence entre ces deux concepts. Selon cet auteur, la discussion se veut un affrontement d'idées où chaque partie désire faire vaincre sa vision; elle résulte souvent en une action à prendre. Le dialogue est plus ouvert; il permet d'explorer une situation complexe et d'arriver à des actions nouvelles. Dans le cas de la gestion des résidus, la situation complexe requiert souvent le dialogue plutôt que la simple discussion. Les positions sont souvent différentes et l'incertitude en matière de risque environnemental requiert que chacun puisse enrichir la décision par sa propre vision, ses valeurs et ses connaissances. Le partage ouvert de l'information et des préoccupations est donc particulièrement important.

Pour ce faire, le processus de prise de décision doit prévoir un lieu d'échanges constructif entre les différentes positions. Comme l'indique SENGE, nous sommes plus intelligents collectivement que nous ne pouvons l'être individuellement. L'optimisation de la gestion des résidus gagne de l'effort collectif à trouver les meilleures décisions malgré les nombreuses incertitudes et positions différentes.

Le gouvernement québécois a mis en oeuvre des processus pouvant amener un certain échange entre les citoyens et les décideurs publics et entre les experts et les décideurs publics, relativement aux projets pouvant avoir des incidences environnementales importantes. En 1978, un organisme consultatif permanent a vu le jour: le bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). Il fait appel à la participation du public et agit sur mandat exclusif du Ministère de l'environnement et de la faune. Il a pour mission d'informer et de consulter la population sur des questions environnementales ou sur des projets assujettis à la procédure québécoise, en vue de fournir au Ministère un rapport relatant son analyse et ses constatations. La section IV.1 de la Loi sur la Qualité de l'Environnement [L-8], le règlement sur l'évaluation et

l'examen des impacts sur l'environnement [R-18], ainsi que les règles de procédure relatives au déroulement des audiences publiques [R-28] régissent la portée et le déroulement de ces audiences.

Le processus dévaluation et d'examen des impacts environnementaux intègre les préoccupations environnementales dans la conception, la planification et la réalisation de projets. Le règlement [R-18] détermine les types de projets assujettis aux évaluations et examens d'impacts. Le projet est défini initialement mais le promoteur doit envisager des solutions de rechange ou des variantes du projet, avec une évaluation de leurs conséquences sur l'environnement afin d'en dégager la meilleure sur le plan technique, économique et environnemental. Après le dépôt de l'étude, les citoyens, groupes ou municipalités peuvent demander la tenue d'une audience publique lorsqu'ils considèrent qu'un projet doit être discuté et évalué publiquement. Le Ministre décide alors s'il préconise un mandat d'audience ou de médiation. La décision finale relativement au projet revient au Conseil des Ministres qui s'inspire des recommandations du sous-ministre et de celles du Ministre basées sur l'analyse du rapport du BAPE. Nous pouvons remarquer que le public n'a ainsi pas beaucoup de latitude pour discuter du fondement du projet. Il s'exprime principalement sur l'application du projet prédéterminé. Le BAPE peut aussi consulter les citoyens et les groupes via les audiences génériques qui ne portent pas sur un projet en particulier mais plutôt sur des politiques gouvernementales, sur des programmes favorisant ou incitant l'implantation de projets ou sur des questions d'intérêt public. Le mode de consultation du BAPE permet peu d'échanges entre les experts et les citoyens et entre les citoyens.

Des consultations peuvent évidemment avoir lieu sans obligation législative. Des promoteurs peuvent, par exemple, utiliser la formule «Focus Group» pour connaître relativement rapidement la position de certains intervenants sur un sujet précis. Ceci a été tenté par notre groupe de recherche dans le cas du projet d'implantation d'une plate-forme d'essais et de démonstrations de technologies environnementales (voir rapport DE CONINCK et coll., 1996b). Nous avons observé que ce processus limite les résultats de la consultation. Il permet peu d'échanges entre les intervenants. Il favorise une attitude critique en amenant les personnes à s'attarder principalement aux limites du concept.

Il y a aussi les sondages populaires qui donnent une image de la situation. Ce type de processus de quantification des perceptions individuelles ne permet pas de connaître le niveau d'information et de réflexion des répondants. Il ne permet assurément aucun échange sur la problématique avec d'autres personnes.

Puis il y a la recherche de consensus, regardée plus précisément dans la section suivante, qui favorise l'échange d'idées et l'établissement d'une position commune.

6.3 Processus d'influence de la décision par la recherche de consensus

La prise de position se fait souvent par la mise en relation de différentes personnes. La recherche de consensus est une excellente façon d'arriver à une position partagée. Un exemple du pouvoir de la recherche de consensus est le protocole de Montréal sur l'ozone, où Watson a amené des scientifiques à travailler ensemble pour arriver à un consensus sur cette problématique; il a ensuite aidé à traduire les propos en un langage compris par les politiciens [MAC KENZIE, 1989].

Ce processus ouvert peut aider les différents groupes ou individus à s'écouter les uns les autres et à générer de nouvelles idées et de nouvelles approches pour solutionner des problèmes difficiles. Il peut aussi permettre de responsabiliser les personnes relativement aux impacts environnementaux de leurs activités. Cette approche va dans le sens de la vision de SCHAUB et PAVLOVIC (1983) qui indiquent que nous devons créer des lieux donnant l'occasion d'impliquer des personnes potentiellement affectées par un projet donné, de façon à ce qu'elles aient accès à l'information pertinente et l'opportunité d'influencer le processus de façon constructive.

La recherche de consensus peut s'appliquer à différentes circonstances, principalement dans des situations complexes et interdisciplinaires. ANDERSEN [1995] mentionne que la recherche de consensus est particulièrement intéressante pour créer une prise de conscience sur l'établissement d'objectifs en politiques de sciences et de technologies. COLLARD [1996] illustre que ce processus peut également s'appliquer lors de l'élaboration de vision d'entreprise, soit dans un processus de changement majeur résultant en un plan d'action regroupant tous les intervenants. Il permet le rassemblement de l'information et l'appropriation des décisions. En fait, une meilleure image de la situation est obtenue lorsque tous les intervenants sont présents. Aussi, le consensus atteint amène les participants à faire plus que de parler du changement mais

à s'y engager concrètement et de façon pratique. Pour que ceci soit utile, il faut assurément que le décideur soit prêt et désire le changement.

SENGE résume ainsi la nature des deux types de consensus:

1. le consensus qui recherche le dénominateur commun des multiples vues individuelles;
2. le consensus qui recherche la vision plus large que le point de vue des personnes individuelles.

La prémisse de ceci est que la vision de chaque personne est une perspective unique d'une réalité plus large. La recherche de consensus peut permettre de retrouver les points de repère communs ou de créer une nouvelle vision à partir de l'appropriation des visions individuelles.

6.4 Processus d'influence de la décision par la recherche de consensus informé

Les principes éthiques du processus de prise de décision demandent que la décision qui est prise puisse être partagée par les personnes potentiellement affectées. Actuellement, il est difficile d'assumer l'acceptabilité de ces décisions par un manque de valeurs partagées. Le processus de consensus informé peut aider à définir ces valeurs.

La recherche de consensus informé favorise la capacité de personnes «ordinaires» d'intégrer de l'information et d'obtenir des réponses à leurs questions. Notons que ceci s'applique principalement aux questions publiques. En fait, il n'existe pas de personnes que l'on pourrait appeler «ordinaires» dans le domaine privé puisque chacun a alors un rôle bien défini; de plus, la relation avec les experts y est très différente.

Comme le précise COTHERN [1996], le rôle des spécialistes techniques est d'implanter des choix sociaux, non de les faire. La recherche de consensus informé permet aux spécialistes de fournir l'information requise par les citoyens de façon à ce qu'ils déterminent leurs propres choix sociaux en étant bien informés des enjeux en cause.

Diverses expériences de recherche de consensus informé ont été tenues. Par exemple, le Danemark a appliqué ce processus pour traiter de l'irradiation de la nourriture (1989), des animaux transgéniques (1992) [TOPPING, 1994], des manipulations génétiques [SCLOVE, 1995]. Un processus semblable s'est tenu à Toronto sur les façons de rencontrer l'objectif de réduction de 50 % des déchets d'ici l'an 2 000 [BRIEF, 1995].

6.4.1 Objectifs du consensus informé

L'approche traditionnelle du processus de prise de décision est de confier une étude à des experts ayant pour but de conseiller les décideurs sur les possibles options, leurs avantages et désavantages. Ici, les consultants sont des citoyens «ordinaires», i.e. non particulièrement intéressés par le sujet traité. Le bien livrable demeure les recommandations mais enrichies par le raisonnement d'appui qui éclaire le décideur sur la réflexion des citoyens. Il permet aux citoyens d'avoir accès à des experts, d'élaborer une position partagée et de s'exprimer selon leurs propres intérêts. TOPPING [1994] explique que souvent, la compréhension de la science par le public est vue comme un processus unidirectionnel où les scientifiques communiquent les connaissances et les expertises au public. Dans la conférence de consensus, la compréhension de la science par le public est vue comme un processus à deux voies, dans lequel les experts et les membres du comité entrent dans un dialogue, d'où résulte une meilleure compréhension mutuelle.

6.4.2 Avantages du consensus informé

Trois auteurs permettent de résumer ainsi les avantages du processus de consensus informé [TOPPING, 1994], [SCLOVE, 1995], [ANDERSEN, 1995]:

- ♦ permet une meilleure diffusion et une meilleure compréhension de l'information;
- ♦ favorise la compréhension des stratégies envisagées et leurs conséquences;
- ♦ peut créer une nouvelle connaissance par l'échange possible;
- ♦ permet de réintégrer la science et la technologie dans notre culture;
- ♦ améliore la qualité des débats publics et du processus de prise de décision;
- ♦ encourage une habitude de participation active des citoyens;
- ♦ amène une responsabilisation devant la décision prise;
- ♦ permet d'engager des membres du public plus près du processus politique;
- ♦ augmente l'équité par l'expression des préoccupations des citoyens;
- ♦ favorise l'acceptabilité sociale et la profitabilité d'affaires;
- ♦ intègre aux décisions les répercussions générales sur la culture, la structure politique et même sur la qualité de vie;
- ♦ réduit les conflits citoyens / politiciens / experts;
- ♦ permet de construire un pont entre les experts, les politiciens et le public;
- ♦ limite le pouvoir politique;

- ♦ augmente la confiance par un sentiment de contrôle;
- ♦ favorise un jugement éclairé chez les citoyens.

6.4.3 Processus et critique de son application à la Ville de Sherbrooke

Le processus de consensus informé a été appliqué par l'équipe STOPER pour aider les décideurs de la Ville de Sherbrooke à améliorer leur plan de gestion des résidus solides. Les grandes lignes du déroulement de cette consultation sont disponibles dans DE CONINCK et coll. [1996a].

En tout premier lieu, mentionnons que l'organisateur ne doit pas avoir d'agenda caché; le processus doit être dirigé par un organisme indépendant qui garantit un processus transparent et de haute crédibilité [ANDERSEN, 1995]. Ceci a été respecté lors du déroulement du processus de consensus informé à la Ville de Sherbrooke. L'institution organisatrice étant le groupe STOPER de l'Université de Sherbrooke qui avait comme objectif de voir comment ce processus pouvait aider le décideur, dans ce cas-ci la Ville de Sherbrooke, à optimiser son plan de gestion des résidus.

En ce qui a trait à la nature des thématiques que peut bien couvrir ce processus, nous pouvons résumer ainsi certains critères à considérer [TOPPING, 1994], [SCLOVE, 1995], [ANDERSEN, 1995]:

- ♦ présentent un intérêt pour les citoyens;
- ♦ requièrent l'éclairage particulier des citoyens;
- ♦ sont pertinentes pour les décideurs;
- ♦ contiennent des éléments contradictoires ou présentent une position politique controversée;
- ♦ traitent d'une vision à long terme et non de particularités techniques à court terme;
- ♦ souvent interdisciplinaires et trans-sectorielles;
- ♦ complexes (demande l'éclairage des experts);
- ♦ claires, bien définies et actuelles.

La thématique traitée lors de l'application à la Ville de Sherbrooke a été définie après plusieurs discussions auprès des représentants de la Ville. Elle a été exprimée ainsi:

«Quelles actions et initiatives la Ville de Sherbrooke peut-elle mettre de l'avant pour réduire la masse de tous les déchets qui sont traditionnellement dirigés vers le site d'enfouissement?»

La valorisation énergétique des résidus a été soustraite des solutions possibles en raison de positions trop différentes à l'intérieur du groupe organisateur et du temps trop important que son analyse demandait.

Les rencontres avec les représentants de la ville permettaient de s'assurer que la thématique était pertinente pour les décideurs. L'étude de cette thématique peut être grandement enrichie par la vision particulière des citoyens à moyen et long terme. Cette thématique n'était pas des plus motivantes à ce moment pour les experts et les citoyens puisqu'ils étaient déjà en consultation sur le thème de la gestion des matières résiduelles dans le cadre des audiences génériques du BAPE. Elle n'était cependant possiblement pas assez délimitée. Il est à noter que les décideurs peuvent être réticents à traiter d'une thématique très bien délimitée, puisque les conclusions du Comité peuvent alors contraindre les décideurs à prendre des engagements précis.

Un facilitateur a ensuite été nommé pour assurer la bonne marche des discussions. Il a comme rôle de veiller au bon déroulement du dialogue et à ce que chacun partage la ou les proposition(s) finale(s).

Un rapport a été préparé par l'équipe socio-technique du groupe STOPER pour fournir aux citoyens une première image de la situation [voir DE CONINCK et coll., 1996a]. Il a comme objectif de décrire la thématique ainsi que la situation globale. Il est à remarquer que ce guide ne couvre pas très bien la situation environnementale actuelle de la gestion des déchets à la ville. Il n'y a, par exemple, aucune mention des caractéristiques du lixiviat du site d'enfouissement, ni des caractéristiques du biogaz émis. Une information sur le risque environnemental de la situation actuelle et des solutions envisageables est très importante si l'on veut que les citoyens prennent une position éclairée.

Le choix du comité est critique. Les 15 membres choisis ne doivent pas avoir d'intérêts particuliers liés à la thématique étudiée. Le recrutement peut se faire via les journaux; il est avantageux de demander aux candidats les motifs de leur désir de participer au processus. Ce nombre ne permet pas d'assurer une représentativité, mais de donner une voix aux citoyens. L'expérience relatée par TOPPING [1994] avait permis d'obtenir 350 applications. Dans l'application à la Ville de Sherbrooke, l'invitation des citoyens s'est faite par l'envoi d'environ 1 000 lettres personnelles et via les journaux. L'envoi d'un nombre inférieur de lettres mais suivi d'un retour auprès des citoyens pour mieux discuter des enjeux du processus, aurait peut être

permis de créer un tout autre comité. Ici, 2 personnes du comité ont été approchées par les lettres et les 13 autres s'y sont intéressées par la publicité faite. Ces dernières personnes avaient possiblement des intérêts dans la problématique plus importants que le citoyen «ordinaire».

Ensuite se tient une première rencontre d'explication du processus et de la thématique en plus du choix des questions à poser ultérieurement aux experts. Durant cette rencontre, les citoyens sont informés du mandat qui leur est donné et de la thématique à traiter. Ils définissent théoriquement les thèmes qu'ils désirent traiter à l'intérieur de la thématique soumise, par une priorisation des idées et la liste d'une série de questions et de sous-questions à poser aux experts qu'ils définissent eux-mêmes [ANDERSEN, 1995]. Dans notre application, plusieurs idées de questions ont été soulevées par les membres du comité (37 au total). Dû à un manque de temps, un membre de l'équipe organisatrice a lui-même élaboré huit questions principales et secondaires et a choisi les experts. Une rencontre d'une plus longue durée, ou l'ajout d'une autre rencontre, ainsi que la présentation d'une carte socio-politique aurait pu permettre aux citoyens du comité d'élaborer eux-mêmes les questions et de choisir les experts invités à se prononcer.

Les experts sont ensuite approchés par l'institution organisatrice. Ils proviennent de différents milieux et de différentes disciplines; il peut s'agir d'experts techniciens, d'environnementalistes, d'industriels ou autres. Ils rédigent un rapport écrit sur les questions posées. En fait, ils mettent leurs connaissances à la disposition du comité de citoyens de façon à améliorer la connaissance sur laquelle les membres du comité établiront leurs conclusions [ANDERSEN, 1995]. Dans notre cas, certains experts n'ont montré que peu d'enthousiasme à participer à cette étape des plus importantes pour le fondement des positions du comité. Leur réponse semblent indiquer un manque d'intérêt. Un enjeu plus soulevant ou une planification différente (conférence tenue en même temps que les audiences génériques) auraient peut-être amené une plus grande motivation des experts. Il ne faut pas oublier que les experts ont la responsabilité de bien informer les citoyens sur les éléments importants de la thématique.

Après avoir pris connaissance de ces réponses, les citoyens se rencontrent à nouveau pour en discuter et déterminer si le point de vue d'autres experts est requis. Dans notre cas, aucune réponse supplémentaire n'a été demandée par les membres du comité.

Après avoir obtenu toutes les réponses attendues, les citoyens et les experts participent à une Conférence de consensus où les experts présentent leur position et répondent aux questions

subséquentes des citoyens et du public. Cette Conférence est médiatisée. Selon ANDERSEN [1995], cette rencontre permet la formulation des visions et besoins des différents acteurs pour créer une compréhension mutuelle. Selon AGERSNAP [1992], les citoyens et les experts devraient être tenus à l'écart durant cette étape. Théoriquement, après chaque bloc, les citoyens discutent des résultats, préparent leurs questions et la structure du rapport, se séparent entre eux les discussions et la rédaction des différents paragraphes du rapport. Dans notre cas, la responsabilité de chaque question n'a pas été donnée aux membres du comité. Ceci aurait possiblement facilité le résumé des réponses obtenues et des réactions des membres du comité en vue de la rédaction du rapport. Aussi, certains membres du comité ont discuté avec des experts; ceci a fait en sorte que tous les membres n'ont pas eu la même information et que les autres experts ne pouvaient riposter aux propos tenus individuellement. Notons aussi que le nombre important de questions a limité la collaboration de la part des experts et la discussion avec les membres du comité et le public. Un autre fait est à remarquer dans le cas de la Conférence de consensus tenue à Sherbrooke; un des experts invités pouvait porter deux chapeaux à la fois: celui d'expert mais aussi celui de représentant du décideur à qui devait être adressé le rapport. Cette situation s'avère délicate. Aussi, peu de citoyens et aucun élus étaient présents à la Conférence de Consensus. Notons finalement l'influence possible des questions posées par les membres de l'équipe STOPER. Les organisateurs devraient possiblement se restreindre à ne pas poser de question durant cette étape et à demeurer le plus discrets possible durant tout le processus.

Ensuite, les citoyens se rencontrent à nouveau pour élaborer leur rapport. Selon AGERSNAP [1992], pendant la rédaction du rapport, il doit y avoir une variation entre le dialogue libre où les membres les plus actifs du panel généralement discutent, et les rondes où chaque membre du comité est invité à donner son opinion. Le rapport rapporte les points d'accords et de désaccords ainsi que les raisons justificatives. Dans l'application de ce processus à la Ville de Sherbrooke, l'étape de la rédaction du rapport a été particulièrement exigeante pour les citoyens. Elle s'est déroulée par petits groupes initialement pour ressortir les grandes lignes des raisons et des recommandations. Une période de réflexion individuelle sur les points d'accords et de désaccords relatifs aux propositions et aux justifications aurait été enrichissante avant d'entreprendre les discussions de consensus en grand groupe. Ce dialogue s'est fait de

façon libre pour préciser certains points. Une période de temps supplémentaire aurait permis au facilitateur d'aller chercher les opinions de ceux qui ne s'exprimaient pas spontanément. Le mode de consensus obtenu semble se fonder sur le premier type mentionné par SENGE: celui qui recherche le dénominateur commun des multiples vues individuelles. La recherche d'une vision plus large que le point de vue des personnes individuelles ne semble pas avoir été réalisée. Un point positif est la précision par les membres du comité des principes à la base de leurs conclusions. Cependant, certains points du rapport sont demeurés vagues, principalement par le manque de temps évident. Aussi, le type de rapport demandé aux citoyens (raisonnements sous forme de «attendus que» et recommandations) a pu limiter la possibilité de préciser certains points. Une forme de rapport plus libre aurait peut être amené un résultat différent. Avec le temps relativement restreint dont disposaient les membres du comité, ils ont produit un rapport très riche et bien équilibré (voir ANON., 1996). Il aurait possiblement été avantageux de prévoir, dès le départ, que cette journée de discussion puisse se tenir jusqu'à tard en soirée. Les organisateurs et les citoyens s'y seraient préparés différemment, la pression aurait été moindre sur les membres du comité et la participation aurait ainsi pu être améliorée.

Les citoyens ont publié leur rapport en Conférence de Presse dès le lendemain matin suivant la journée de recherche de consensus. Ensuite, une rencontre d'évaluation a permis aux citoyens de soulever certaines améliorations à apporter au processus.

Pour revenir à la question initiale, les citoyens y ont très bien répondu selon l'information qui leur était disponible. Différentes actions ont été présentées; elles s'appliquent à différents niveaux du processus de gestion des résidus, comme la sensibilisation et l'instauration de nouvelles pratiques ou de nouvelles installations. Dans l'ensemble, peu d'échanges ont porté sur la minimisation des déchets à la source; cette idée a été diluée par l'envergure de la thématique et par le manque d'expertise précise en ce domaine parmi les experts invités.

Le tableau 6.1 résume les principaux éléments des recommandations des citoyens en relation avec les principaux éléments du plan de gestion intégrée des déchets de la Ville de Sherbrooke tel que conçu en 1993. On peut remarquer certaines différences telles qu'une place plus importante de la part des citoyens aux actions que les organismes communautaires peuvent jouer en matière de gestion des résidus, la place que les citoyens voient à un Comité de citoyens dans les questions traitant de la gestion des résidus, le contrôle des matières enfouies au LES,

etc. Les citoyens ont donc informé les dirigeants de leur vision particulière de la gestion des résidus.

Les citoyens membres du comité reconnaissent être mieux informés, mais peu d'informations sont parvenues au grand public par le manque de participation à la Conférence. Nous observons la responsabilisation devant leur position: les citoyens s'approprient leurs recommandations et désirent en faire le suivi. Mais cela peut aussi sous-entendre que les membres du comité craignent le manque d'intérêt du décideur face aux résultats du processus.

6.5 Conclusion de ce chapitre

Devant la grande incertitude liée à la gestion du risque environnemental, le décideur est souvent amené à prendre position sur la base de valeurs. Il est alors important que le processus de prise de décision lui permette de voir la position d'autres personnes ou groupes, dont les personnes potentiellement touchées par la décision. Le processus de prise de décision doit impliquer les citoyens, les employés ou les experts d'autres disciplines avant que la décision ne soit prise. Plus cette implication sera faite tôt dans le processus, plus la prise en considération des perceptions différentes permettra d'améliorer le projet de façon constructive et efficace.

Les experts ont le défi de bien transmettre l'information aux citoyens et aux employés, en plus de participer ouvertement au processus de dialogue et non de discussion à sens unique. Ils doivent désirer connaître les préoccupations et les attentes des personnes potentiellement touchées par les décisions que leurs expertises influencent. Notons que les plus grands risques ne sont pas nécessairement ceux qui préoccupent le public. Une information la plus complète possible, juste et disponible est essentielle. Les individus exposés aux risques environnementaux devraient être informés des risques auxquels ils sont exposés et participer aux décisions relatives à ces risques. Par exemple, les collectivités doivent comprendre les processus de l'écosystème pour les respecter. Les experts doivent tenter le plus possible de fournir une image globale de la situation du risque environnemental. N'oublions pas que les experts, dont les ingénieurs, ont la responsabilité d'appliquer les choix sociaux et non de les formuler. Pour ceci, ils doivent mettre leurs connaissances au profit de ceux qui ont à prendre position. Dans le processus de consensus informé, les experts doivent agir différemment par le fait que les questions proviennent des citoyens. Ils ont à répondre à de nouvelles questions souvent plus fondamentales.

**TABEAU 6.1 TABLEAU COMPARATIF DES RECOMMANDATIONS DES CITOYENS ET
PLAN DE GESTION INTÉGRÉ ACTUEL DE LA VILLE DE SHERBROOKE**

PRINCIPAUX ÉLÉMENTS RECOMMANDÉS PAR LE COMITÉ DE CITOYENS (1996)	PRINCIPAUX ÉLÉMENTS DU PLAN DE GESTION INTÉGRÉE DE LA VILLE DE SHERBROOKE (1993)
INITIATIVES D'ÉDUCATION ET DE SENSIBILISATION	
Information diffusée préconise la hiérarchie des 3R-C	Sensibilisation et information de la population (citoyens, commerçants, industriels) sur la réduction et le réemploi
Concertation entre les intervenants pour la conception d'un programme d'éducation et de sensibilisation des 3R-C	Favoriser l'application des mesures de réduction et réemploi dans les ICI
INNOVATIONS DANS LE DOMAINE DES 3R-C	
Suivi de l'avancement technologique et informations aux citoyens	Aucune mention
MISE EN PLACE D'UN PLAN RÉGIONAL DE GESTION INTÉGRÉE DES DÉCHETS ET RÉSIDUS	
Formation d'un Comité de citoyens pour discuter des questions relatives à la gestion des 3R-C	Participation de la population, les groupes et entreprises à l'élaboration puis à l'application du plan de gestion intégrée
Mise de l'avant d'un plan régional de gestion intégrée des déchets et résidus	Préparation d'ententes pour les utilisateurs (régionaux) du centre de tri Étude de faisabilité pour un centre de transfert régional de déchets dangereux
PROGRAMME DE COMPOSTAGE	
Objectif ultime: composter l'ensemble des matières putrescibles	Étude pour rendre disponibles des composteurs domestiques
Promotion du compostage domestique volontaire	Étude de faisabilité pour un centre de compostage à grande échelle (feuilles, herbe, boues d'usine d'épuration, résidus de restaurant)
Politique d'implantation du compostage de quartier	
COÛTS SOCIAUX ET ENVIRONNEMENTAUX DE L'ENFOUISSEMENT	
Projets et actions non limités par la rentabilité financière	Choix de solutions dont le coût sera raisonnable pour la population
Économies et profits réalisés par 3R-C réinvestis au niveau communautaire	Financement de certaines actions par augmentation de la tarification au LES

TABEAU 6.1 **TABEAU COMPARATIF DES RECOMMANDATIONS DES CITOYENS ET**
PLAN DE GESTION INTÉGRÉ ACTUEL DE LA VILLE DE SHERBROOKE
(suite)

PRINCIPAUX ÉLÉMENTS RECOMMANDÉS PAR LE COMITÉ DE CITOYENS (1996)	PRINCIPAUX ÉLÉMENTS DU PLAN DE GESTION INTÉGRÉE DE LA VILLE DE SHERBROOKE (1993)
RESPONSABILITÉS DES DIFFÉRENTS PARTENAIRES DANS LA GESTION INTÉGRÉE DES DÉCHETS	
Intégration des résidus ICI Régionalisation de l'élaboration des politiques de gestion Maintien de l'opération du LES de la Ville	Mesures d'amélioration de la gestion au LES
DÉCHETTERIE ET RESSOURCERIE	
Implantation d'une ressourcerie et de une ou plusieurs déchetteries Information du public et des entreprises pour accroître les 3R-C Dépôt permanent de déchets domestiques dangereux (DDD) aux déchetteries Coûts minimales pour les ICI Regroupement du centre de tri, de la déchetterie et de la ressourcerie	Étude de faisabilité pour une ressourcerie à Sherbrooke Implantation d'un dépôt temporaire et saisonnier des DDD Centre de tri = lieu privilégié pour informer et sensibiliser la population
LIMITES DU RECYCLAGE	
Favorisation des mesures visant la hiérarchie des 3R-C Contrôle réel au LES pour réduire l'enfouissement de matières réutilisables ou recyclables Amélioration du rendement de la collecte sélective	Aucune mention

Le succès des futurs projets se verra certainement par l'habileté à y intégrer les valeurs publiques des personnes qui seront potentiellement touchées par ces projets. Le processus de prise de décision doit viser à améliorer les projets de façon à favoriser leur acceptabilité sociale. La vision des citoyens varie souvent de celle de l'expert. Leur vision ne peut souvent être apportée par aucun groupe ayant un certain intérêt dans la thématique. Le processus de

consensus informé permet à des citoyens «ordinaires» d'exprimer leur position sur des enjeux importants et de l'appuyer de raisonnements réfléchis par un échange constructif. Leur position devient aussi importante que celle des experts et les responsabilise devant l'implantation des décisions.

Notons d'une part que la recherche de consensus peut parfois limiter la portée des positions individuelles et ramener la vision d'une problématique précise à un niveau moindre que la vision individuelle. D'autre part, la position partagée obtenue permet d'avoir une portée plus grande sur les décideurs. La situation idéale est celle où un groupe peut parvenir à un consensus qui exprime une vision plus large que le point de vue des personnes individuelles. Le processus de consensus informé est probablement un moyen permettant d'arriver à ceci. La thématique doit cependant être bien circonscrite, motivante et d'intérêt pour le décideur. Elle doit demander une expertise complète et qui est disponible dans le cadre du processus.

À long terme, nous devons amener un processus qui permet d'éduquer la génération qui suit à mieux se préoccuper des générations futures. La recherche du développement durable demande d'élargir l'horizon temporel de notre culture politique et d'améliorer notre capacité collective à prendre les décisions qui respectent et traitent équitablement les générations futures.

7.0 CONCLUSIONS

La gestion du risque environnemental demande une approche systémique de façon à favoriser une prise de décision éclairée de tous les enjeux qui permettra de poser des actions efficaces et constructives tant du point de vue économiques qu'environnemental, social ou politique. Dans cet objectif, l'ingénieur, comme d'autres professionnels, a la responsabilité de s'assurer que les intervenants ont l'information pertinente à l'analyse de la situation et comprennent les enjeux en cause.

Cette vision systémique a été appliquée dans le cadre de cette étude, afin d'évaluer les performances de la gazéification et d'un système de conditionnement du gaz synthétique comme prétraitement dans un processus de valorisation énergétique des déchets. Ce prétraitement a comme objectif de conditionner les gaz avant leur combustion de façon à réduire les émissions de contaminants et vise à atteindre une efficacité énergétique supérieure à celle observée lors de l'incinération des déchets.

Un programme exhaustif de caractérisation des effluents du système gazéification / conditionnement des gaz a été mis sur pied. Le gaz synthétique avant et après l'unité de conditionnement des gaz a été caractérisé ainsi que les résidus solides générés et les eaux du système de lavage des gaz. Certaines difficultés ont été rencontrées comme la représentativité des échantillons prélevés, principalement dans le cas des eaux de lavage, la précision des analyses, ainsi que le fait que la méthode de préparation des matières premières lors de l'analyse des métaux ait favorisé leur volatilisation.

Les résultats obtenus indiquent que le taux d'émission de matières particulaires estimées après la combustion des gaz rencontre les normes applicables. Le décideur peut également décider d'aller plus loin que le respect de la réglementation et considérer les connaissances acquises de risque à la santé. Dans ce cas, le risque évalué à partir d'une étude épidémiologique de l'effet des matières particulaires sur la santé des populations, indique l'efficacité d'épuration des gaz de combustion à rencontrer, efficacité que plusieurs systèmes de traitement peuvent rencontrer.

L'analyse des résidus solides du processus de gazéification montre pour sa part que les petites particules et les cendres contiennent certains métaux présents dans la matière première traitée. Dans certains cas, la teneur en métaux pourrait en justifier l'extraction en vue de la

valorisation. Ces résidus pourraient également être stabilisés pour en réduire la toxicité avant l'enfouissement. Ils peuvent également être enfouis de façon sécuritaire.

En ce qui a trait à l'acceptabilité sociale que cette stratégie possible de gestion des déchets, aucune consultation publique n'a pu être réalisée dans le cadre de ce projet. Néanmoins, les connaissances acquises du processus d'établissement de cette acceptabilité permet d'amener les points suivants:

- ♦ la possibilité d'opérer des unités de petite capacité flexibles par rapport aux déchets traités est un point favorable pour la gazéification; la gazéification devient un prétraitement contrôlé des déchets avant la combustion de la matière organique;
- ♦ le débit inférieur de gaz à conditionner fait en sorte d'accroître l'efficacité de traitement et ce traitement réduit les risques entraînés par les gaz de combustion générés.

N'oublions pas que les experts, voir les ingénieurs, ont la responsabilité d'appliquer les choix sociaux et non de les formuler. Le succès des futurs projets réside dans leur possibilité à intégrer les préoccupations des autres intervenants tôt dans le processus d'élaboration. La consultation par une méthode efficace comme le processus de consensus informé, permet à des citoyens «ordinaires» d'exprimer leur position sur des enjeux importants et de l'appuyer via des raisonnements réfléchis par un échange constructif. Pour que leur position soit bien éclairée, les risques environnementaux et les différents enjeux doivent être bien connus.

8.0 RECOMMANDATIONS

À la lumière des résultats de cette étude, certaines recommandations peuvent être émises.

- ♦ Poursuivre la caractérisation des effluents de l'unité de gazéification qui a été réalisée dans le cadre de cette étude.
- ♦ Prévoir la nécessité d'obtenir au moins deux essais pour chaque matière évaluée ainsi que deux analyses des échantillons prélevés afin de s'assurer de la validité des conclusions.
- ♦ S'assurer que la méthode d'évaluation de la teneur en métaux des matières solides ne nécessite pas la calcination préalable à la digestion acide de façon à réduire les risques de volatilisation des métaux présents.
- ♦ Prévoir la caractérisation des composés organiques dans les gaz de combustion afin de valider l'hypothèse que le conditionnement du gaz synthétique avant la combustion réduit la présence de ce type de contaminants.
- ♦ Suivre les développements des analyses de risques à la santé que peuvent représenter certains contaminants, ce façon à optimiser l'analyse dans le cas de la gazéification afin de mettre les efforts de minimisation du risque là où les risques sont les plus importants.
- ♦ Favoriser la tenue d'une consultation publique sur la gazéification comme prétraitement dans un processus de valorisation énergétiques des déchets, afin d'en vérifier le niveau d'acceptabilité et les éléments à améliorer s'il y a lieu en vue de considérer les préoccupations particulières des citoyens.

ANNEXE A

RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES DE CARACTÉRISATION DES MATIÈRES PREMIÈRES

TABLEAU A.1 ANALYSE ÉLÉMENTAIRE DES MATIÈRES PREMIÈRES

Composé (%)	Bois	CDD	PE
Carbone	48,79	42,29	84,76
Hydrogène	5,71	6,10	18,83
Azote	0,06	0,12	0,38

TABLEAU A.2 TAUX D'HUMIDITÉ ET TENEUR EN CENDRES DES MATIÈRES PREMIÈRES

Paramètre	Bois	CDD	PE
Humidité (%)	10,42	6,74	0,17
Cendres (%)	0,72	7,18	0,13

TABLEAU A.3 GRANULOMÉTRIE DES MATIÈRES PREMIÈRES

Grandeur des pores (mm)	Bois	CDD	PE
4	0,87	64,4	20,07
3,25	0,84	-	28,03
2,38	4,11	-	33,65
2	4,05	19,35	7,52
1,19	19,77	6,28	6,97
1	10,90	1,58	0,93
< 1	-	-	2,61
0,6	23,65	3,81	-
0,5	0,03	1,13	-
< 0,5	-	3,27	-
0,25	26,19	-	-
0,15	5,69	-	-
< 0,15	3,51	-	-
Total	99,61	99,82	99,78

TABLEAU A.4 COMPOSÉS ORGANIQUES, COT, pH ET CONDUCTIVITÉ
DANS LE LIXIVIAT DES MATIÈRES PREMIÈRES

Paramètre	Bois	CDD	PE
Benzène (ppm)	76	< 10	ND
Naphthalène (ppm)	ND	< 10	ND
Quinoline (ppm)	32	< 10	< 10
COT (ppm)	4 775	4 217	3 244
pH	4,9	5,10	4,36
Conductivité (ms/cm)	4,19	5,04	3,36

TABLEAU A.5 LIXIVIATION DES MÉTAUX DANS LES MATIÈRES PREMIÈRES (ppm)

Métaux	Bois	CDD	PE
Cu	1,8	4,9	0,2
Ni	2,9	0,16	0,16
Pb	1,1	1,2	0,42
Zn	6,8	12,6	25,5

ANNEXE B

CALCUL DE LA QUANTITÉ DE MÉTAUX AJOUTÉS AU BOIS

Métaux ajoutés pour 150 kg de bois

Composé	Quantité composé (g)	Quantité métaux (g)	Concentration (g/T)
Cu (NO ₃) 2.3 H ₂ O	323,90	123	822
Ni Cl ₂ * 6 H ₂ O	230,80	57,0	380
Pb (NO ₃) ₂	129,04	80,7	538
Zn Cl ₂	304,01	145	972

CALCUL DE LA CONCENTRATION DE MÉTAUX DANS LES GAZ ÉMIS

Cas du cuivre dans le gaz synthétique du CDD avant lavage

Quantité: $((0,20 - 0,08) \text{ mg/L} * 1,923 \text{ L}) + ((0,84 - 0,08) \text{ mg/L} * 2,334 \text{ L}) = 2,00 \text{ mg}$

Concentration: $(2,00 \text{ mg} / 0,58 \text{ Nm}^3) * (1000 \text{ } \mu\text{g} / 1 \text{ mg}) = 3\,456 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$

BILAN DES MÉTAUX

Cas du cuivre dans la gazéification du CDD

Matière première:

Concentration eau régale: 1,08 mg/L

Volume eau régale: 100 mL

Masse de CDD: 4,60 g

Quantité pour 88,3 kg:

$$(1,08 \text{ mg/L}) (0,100 \text{ L}) (1/4,60\text{g}) (1000 \text{ g/kg}) (1\text{g}/ 1000 \text{ mg}) (88,3 \text{ kg}) = 2,1 \text{ g}$$

Petites particules:

Concentration eau régale: 4,7 mg/L

Volume eau régale: 100 mL

Masse de particules: 3,46 g

Quantité pour 2,2 kg:

$$(4,7 \text{ mg/L}) (0,100 \text{ L}) (1/3,46\text{g}) (1000 \text{ g/kg}) (1\text{g}/ 1000 \text{ mg}) (2,2 \text{ kg}) = 0,30 \text{ g}$$

Sable:

Concentration eau régale: 1,0 mg/L

Volume eau régale: 100 mL

Masse de sable: 3,04 g

Quantité pour 55 kg:

$$(1,0 \text{ mg/L}) (0,100 \text{ L}) (1/3,04\text{g}) (1000 \text{ g/kg}) (1\text{g}/ 1000 \text{ mg}) (55 \text{ kg}) = 1,8 \text{ g}$$

Gaz avant lavage:

Concentration avant lavage: 3 456 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$

Débit de gaz: 81,3 Nm^3/h

Temps d'opération: 1,77 h

Quantité: $(3,456 \text{ mg}/\text{Nm}^3) (81,3 \text{ Nm}^3/\text{h}) (1\text{g} / 1000\text{mg}) (1,77 \text{ h}) = 0,50$

Total des sorties: particules (0,30) + sable (1,8) + gaz (0,50) = 2,6 g

Répartition:

Particules: $0,30 / 2,6 * 100 = 12 \%$

Sable: $1,8 / 2,6 * 100 = 69 \%$

Gaz: $0,50 / 2,6 * 100 = 19 \%$

Pertes: $(2,1 - 2,6) / (2,1) = -24 \%$ (gain)

CALCUL DE L'EFFICACITÉ D'ÉPURATION DES GAZ DE COMBUSTION

Cas du bois

Relation dose- effets: $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1,5 \%$ de mortalité

Concentration pour 1 cas de mortalité par 100 000 personnes:

$$(10 \mu\text{g}/\text{m}^3) (1 \text{ cas de mortalité}) / (1500 \text{ cas de mortalité}) = 0,0067 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Taux d'émission du bois requis pour entraîner cette concentration au sol:

taux d'émission pour l'unité de 4 T/h = $0,13 \text{ g/s}$

concentration au sol estimée = $0,46 \mu\text{g}/\text{m}^3$

$$(0,13 \text{ g/s}) (0,0067 \mu\text{g}/\text{m}^3) / (0,46 \mu\text{g}/\text{m}^3) = 0,0019 \text{ g/s}$$

Efficacité d'épuration requise:

$$\frac{0,13 \text{ g/s} - 0,0019 \text{ g/s}}{0,13 \text{ g/s}} * 100 = 98,5\%$$

ANNEXE C

RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES DE CARACTÉRISATION DES EFFLUENTS

PARTIE I - CENDRES

TABLEAU C.1 ANALYSE ÉLÉMENTAIRE DES CENDRES

Composé (%)	Bois	CDD	PE	
			#1	#2
Carbone	18,42	14,50	2,20 *	25,08
Hydrogène	0,12	0,36	0,12	0,36
Azote	0,01	0,00	0,02	0,18

* content beaucoup de sable

TABLEAU C.2 TAUX D'HUMIDITÉ ET TENEUR EN CENDRES DES CENDRES

Paramètre	Bois	CDD	PE	
			#1	#2
Humidité (%)	0,88	0,61	1,35	3,14
Cendres (%)	90,73	89,67	98,19	75,86

TABLEAU C.3 COMPOSÉS ORGANIQUES, COT, pH ET CONDUCTIVITÉ DANS LE LIXIVIAT DES CENDRES

Paramètre	Bois	CDD	PE	
			#1	#2
Toluène (ppm)	ND	ND	< 10	< 10
Phénol (ppm)	ND	ND	< 10	ND
Quinoline (ppm)	ND	147	16	27
COT (ppm)	3 218	3 168	2 877	3 172
pH	5,1	6,40	4,54	5,16
Conductivité (ms/cm)	4,86	10,54	4,17	7,86

PARTIE II - SABLE DU LIT DE FLUIDISATION

TABLEAU C.4 GRANULOMÉTRIE DU SABLE DU LIT DE FLUIDISATION

Grandeur des pores (mm)	Bois	CDD	PE
2		0,009	
1,19	0,16		0,09
1	0,013	0,035	0,013
0,6	0,34	0,80	0,36
0,5	3,71	5,52	4,94
0,25	68,9	62,27	71,77
0,15	25,44	0,09	21,58
< 0,15	1,47	31,0	1,20
Total	100,03	99,72	99,95

TABLEAU C.5 COMPOSÉS ORGANIQUES, COT, pH ET CONDUCTIVITÉ DANS LE LIXIVIAT DU SABLE DU LIT DE FLUIDISATION

Paramètre	Bois	CDD	PE
Toluène (ppm)	ND	ND	< 10
Phénol (ppm)	ND	< 10	< 10
Quinoline (ppm)	ND	35	19
COT (ppm)	3 412	2 937	ND
pH	5,0	4,90	4,4
Conductivité (ms/cm)	4,01	3,68	3,21

PARTIE III - EAUX DU SYSTÈME D'ÉCHANTILLONNAGE DES GAZ

TABLEAU C.6 pH, CONDUCTIVITÉ, COT, DCO, COMPOSÉS ORGANIQUES

Paramètres	Bois				CDD				PE			
	ST1.L1	ST1.L2	ST2.L1	ST2.L2	ST1.L1	ST1.L2	ST2.L1	ST2.L2	ST1.L1	ST1.L2	ST2.L1	ST2.L2
pH	3,0	5,3	3,9	4,6	2,01	4,16	3,84	6,20	4,5	6,5	5,7	6,9
Conductivité (ms/cm)	1,92	196,7 Bs/cm	0,96	0,23	4,62	0,201	0,263	149,7 Bs/cm	0,54	142 Bs/cm	0,30	139 Bs/cm
COT (ppm)	4 228	951	1 360	702	6 479	1 204	1 250	839	241	739	263	1 126
DCO (mg O ₂ /L)	12 025	2 349	2 268	1 278	21 690	3 258	2 934	1 530	700	2 277	623	3 339
Composés organiques (ppm)												
Benzène	18	12	35	ND	< 10	10	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Toluène	ND	< 10	ND	ND	45	10	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Phénol	1219	84	78	ND	322	34	< 10	ND	< 10	< 10	ND	ND
o-Crésol	218	54	ND	ND	53	10	11	ND	ND	ND	ND	ND
p-Crésol	413	65	ND	ND	57	15	ND	11	ND	ND	ND	ND
Naphthalène	66	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	< 10	ND	< 10	ND
Quinoline	37	79	32	ND	200	30	22	16	24	< 10	15	ND

PARTIE IV - EAUX DE LAVAGE DES GAZ

TABLEAU C.7 pH, CONDUCTIVITÉ, COT, DCO, COMPOSÉS ORGANIQUES - BOIS

Paramètres	R-0	R-1	R-1*	R-2	R-3	R-3,5
pH	5,6	6,2	5,6	5,4	4,9	4,7
Conductivité (ms/cm)	0,29	0,20	0,26	0,24	0,32	0,35
COT (ppm)	170	433	1 345	1 106	1 043	1 364
DCO (mg O ₂ /L)	965	1 120	3 024	2 700	3 609	3 780
Composés organiques (ppm)						
Benzène	ND	ND	17	12	26	ND
Toluène	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Phénol	< 10	76	99	99	89	60
o-Crésol	ND	ND	54	52	29	20
p-Crésol	< 10	ND	68	65	< 10	ND
Naphthalène	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Quinoline	ND	33	ND	33	17	16

* échantillon R-1 dilué à 50% pour vérifier la répétitivité de la caractérisation

DCO: difficulté échantillonnage représentatif

TABLEAU C.8 pH, CONDUCTIVITÉ, COT, DCO, COMPOSÉS ORGANIQUES - CDD

Paramètres	R-0	R-0,5	R-1	R-3
pH	7,10	4,29	3,08	2,97
Conductivité (ms/cm)	187,6 (Bs/cm)	0,280	0,486	0,828
COT (ppm)	33,74	394,2	1 147,9	1 246
DCO (mg O ₂ /L)	32,4	1 030	3 078	2 916
Composés organiques (ppm)				
Benzène	ND	ND	< 10	< 10
Toluène	ND	ND	< 10	< 10
Phénol	< 10	11	< 10	< 10
o-Crésol	ND	ND	15	15
p-Crésol	ND	ND	< 10	< 10
Naphthalène	ND	ND	ND	ND
Quinoline	23	51	48	32

TABLEAU C.9 pH, CONDUCTIVITÉ, COT, DCO, COMPOSÉS ORGANIQUES - PE

Paramètres	R-1	R-2	R-3	R-4	R-5	R-6
pH	6,4	6,4	6,2	6,0	6,1	5,8
Conductivité (ms/cm)	178 (Bs/cm)	0,25	0,27	0,29	0,29	0,30
COT (ppm)	674	1 005	120	122	158	149
DCO (mg O ₂ /L)	2 142	3 510	272	227	319	293
Composés organiques (ppm)						
Benzène	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Toluène	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Phénol	ND	ND	ND	ND	ND	ND
o-Crésol	ND	ND	ND	ND	ND	ND
p-Crésol	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Naphthalène	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	ND
Quinoline	25	ND	< 10	13	42	23

TABLEAU C.9 pH, CONDUCTIVITÉ, COT, DCO, COMPOSÉS ORGANIQUES - PE (suite)

Paramètres	R-7	R-8	R-9	R-10	R-11	R-12
pH	5,8	5,7	5,6	5,7	5,6	5,5
Conductivité (ms/cm)	0,30	0,32	0,33	0,36	0,36	0,36
COT (ppm)	137	152	560	157	159	185
DCO (mg O ₂ /L)	203	311	1 592	374	425	484
Composés organiques (ppm)						
Benzène	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Toluène	ND	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Phénol	< 10	< 10	ND	< 10	< 10	< 10
o-Crésol	ND	ND	ND	ND	ND	ND
p-Crésol	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Naphthalène	< 10	ND	< 10	< 10	< 10	ND
Quinoline	21	24	168	39	31	26

ANNEXE D

RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES DE L'ÉCHANTILLONNAGE DES GAZ

TABLEAU D.1 PARAMÈTRES DU SYSTÈME D'ÉCHANTILLONNAGE DES GAZ

Paramètre	Avant lavage	Après lavage
Diamètre buse (mm)	9,91	6,22
Diamètre cheminée (mm)	76,2	20,6
Coefficient pitot (C_p)	0,951	-
Coefficient compteur (K)	0,648	0,590

TABLEAU D.2 DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES DE L'ÉCHANTILLONNAGE DES GAZ
AVANT ET APRÈS LAVAGE - BOIS

Paramètre	Avant lavage	Après lavage
Période échantillonnage (début/fin/durée (min))	12:49 / 14:19 (90)	13:02 / 14:32 (90)
Température moyenne cheminée (°C)	424	18,6
Pression statique cheminée (Pa)	2,5	-
Pression absolue cheminée (kPa)	-	69,2
Perte de charge cheminée (Pa)	42	-
Température compteur de gaz (°C)	23	23
Perte de charge compteur de gaz (Pa)	518	747
Débit moyen cheminée (Nm ³ /h)	95,9	16,6
Vitesse cheminée (m/s)	13,6	19,8
Volume gaz échantillonné (m ³)	1,81	2,04
Volume gaz échantillonné (Nm ³)	1,85	2,10
Poids eau (g) (initial / final (différence))	338.3	38.7
Barboteur #1	2042 / 2349 (+307)	291.2 / 285.8 (-5.4)
Barboteur #2	2403 / 2426 (+23)	283.4 / 275.4 (-8.0)
Laine	(+0)	(+34.6)
Gel de silice	(+8.3)	(+17.5)
Volume eau échantillonné (Nm ³)	0,46	0,053
Humidité (%)	19,9	2,4
Poids particules (g)	3,4	0,1020
Concentration particules (g/Nm ³)	1,84	0,049
Variation isocinétique (%)	94	95

TABLEAU D.3 DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES DE L'ÉCHANTILLONNAGE DES GAZ
AVANT ET APRÈS LAVAGE - CDD

Paramètre	Avant lavage	Après lavage
Période échantillonnage (début/fin/durée (min))	14:17 / 14:53 (36)	14:28 / 14:53 (25)
Température moyenne cheminée (°C)	424	23
Pression statique cheminée (Pa)	2,5	-
Pression absolue cheminée (kPa)	-	76,3
Perte de charge moyenne cheminée (Pa)	30	-
Température compteur de gaz (°C)	26	26
Perte de charge compteur de gaz (Pa)	366	697
Débit moyen cheminée (Nm ³ /h)	81,3	18,5
Vitesse cheminée (m/s)	12,0	20,3
Volume gaz échantillonné (m ³)	0,60	0,64
Volume gaz échantillonné (Nm ³)	0,58	0,62
Poids eau (g) (initial / final / (différence))	138.8	11.6
Barboteur #1	1795 / 1923 (+128)	291.1 / 285.0 (-6.1)
Barboteur #2	2330 / 2334 (+4)	283.6 / 272.3 (-11.3)
Laine	(+0)	(+19.0)
Gel de silice	(+6.8)	(+10.0)
Volume eau échantillonné (Nm ³)	0,19	0,016
Humidité (%)	24	2,5
Poids particules (g)	6,7	0,0021
Concentration particules (g/Nm ³)	11,5	0,0034
Variation isocinétique (%)	92	90 ⁽¹⁾

(1) Débit trop grand pour atteindre un échantillonnage isocinétique sans transfert d'eau d'un barboteur à l'autre.

TABLEAU D.4 DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES DE L'ÉCHANTILLONNAGE DES GAZ
AVANT ET APRÈS LAVAGE - POLYÉTHYLÈNE

Paramètre	Avant lavage	Après lavage
Période échantillonnage (début/fin/durée (min))	16:12 / 17:45 (93)	16:39 / 18:09 (90)
Température moyenne cheminée (°C)	436	26,7
Pression statique cheminée (Pa)	2,5	-
Pression absolue cheminée (kPa)	-	78,7
Perte de charge moyenne cheminée (Pa)	12,4	-
Température compteur de gaz (°C)	30	30
Perte de charge compteur de gaz (Pa)	164	630
Débit moyen cheminée (Nm ³ /h)	50,4	14,3
Vitesse cheminée (m/s)	7,1	15,0
Volume gaz échantillonné (m ³)	1,09	1,93
Volume gaz échantillonné (Nm ³)	1,11	1,98
Poids eau (g) (initial / final / (différence))	118.1	55.7
Barboteur #1	2155 / 2253 (+98)	284.8 / 314.3 (+29.5)
Barboteur #2	2248 / 2255 (+7)	282.6 / 287.9 (+5.3)
Laine	(+1)	(+2.9)
Gel de silice	(+12.1)	(+18.0)
Volume eau (Nm ³)	0,16	0,076
Humidité (%)	12,6	3,7
Poids particules (g)	2,2	0,6851
Concentration particules (g/Nm ³)	1,98	0,35
Variation isocinétique (%)	96	107

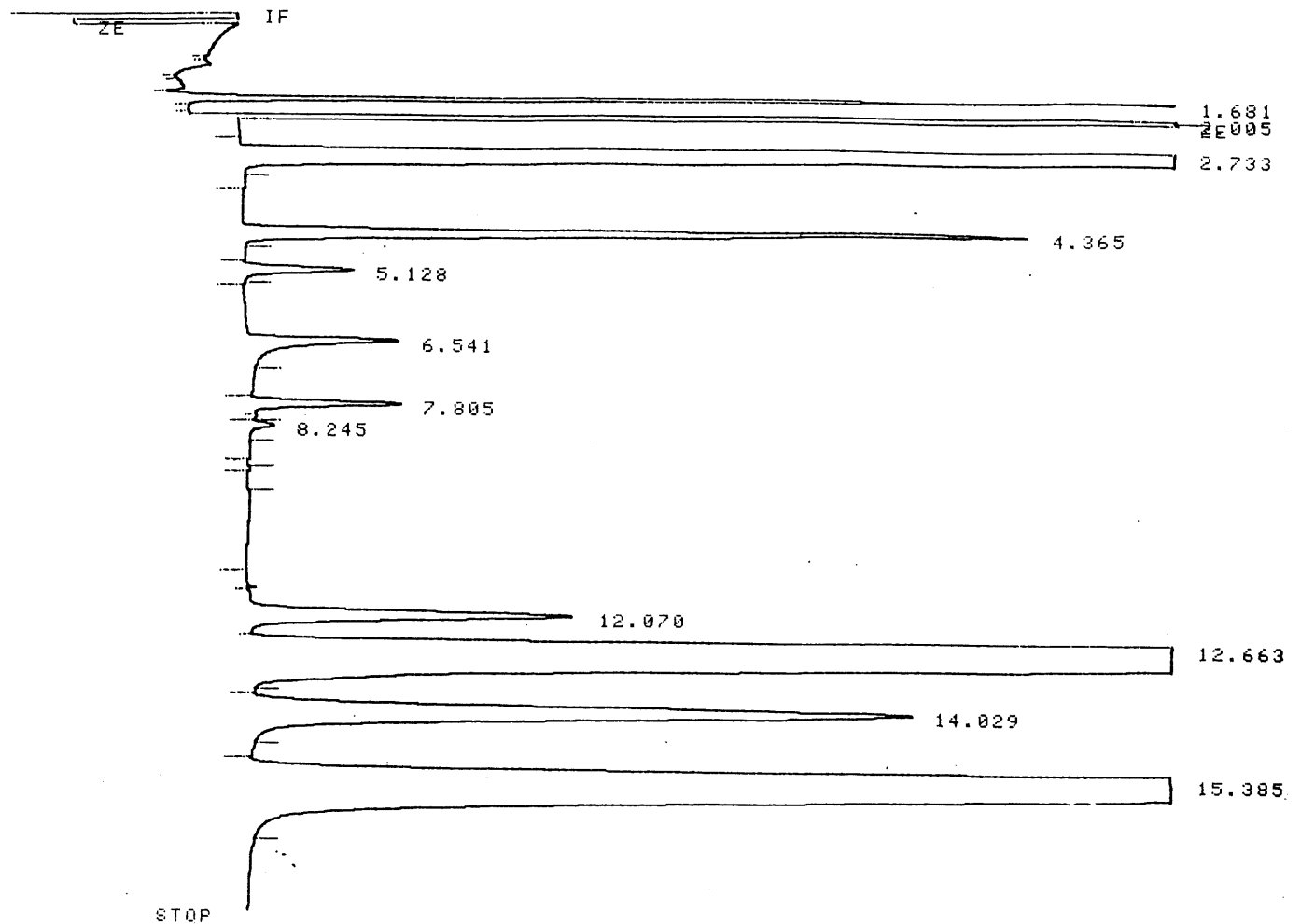
TABLEAU D.5 ÉMISSION DE PLOMB
CAS DE LA GAZÉIFICATION DU POLYÉTHYLÈNE

Métaux	Eau robinet (mg/L)	Avant lavage			Après lavage		
		L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	Gaz (µg/Nm ³)	L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	Gaz (µg/Nm ³)
Pb	0,02	0,15	0,018	264	11,8	0,10	1 882

ANNEXE E

SPECTRE D'ANALYSE DES GAZ DE SYNTHÈSE

* RUN # 24 APR 17, 1996 12:32:14
START



Closing signal file M:SIGNAL .BNC

RUN# 24 APR 17, 1996 12:32:14

SIGNAL FILE: M:SIGNAL.BNC

NORM-AREA

RT	AREA	TYPE	CAL#	AMOUNT
1.681	27694	PV	1	2.803
2.733	369082	BB	2R	16.051
4.365	50548	PB	3	1.971
5.128	6780	BB	4	.260
7.805	8923	BV	5	.277
8.245	1176	BB	6	.034
12.663	1527829	VB	7	51.776
14.029	89898	BB	9	4.954
15.385	504442	PB	10	21.874

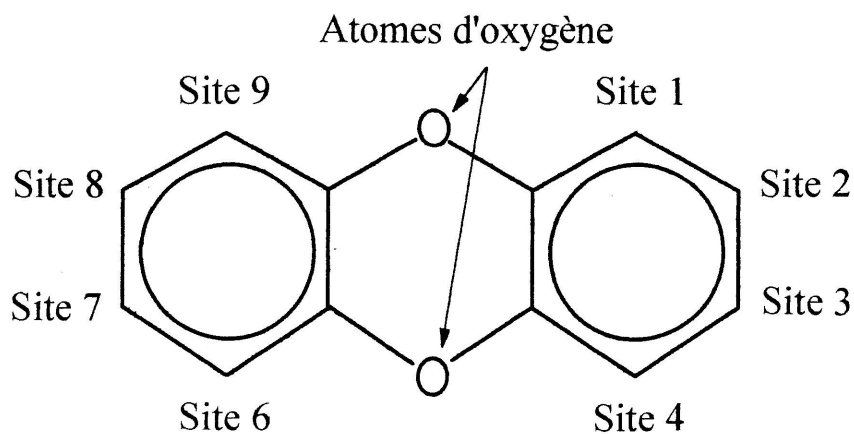
ANNEXE F

TENEUR EN COMPOSÉS ORGANIQUES DES MATIÈRES PREMIÈRES (mg/T)

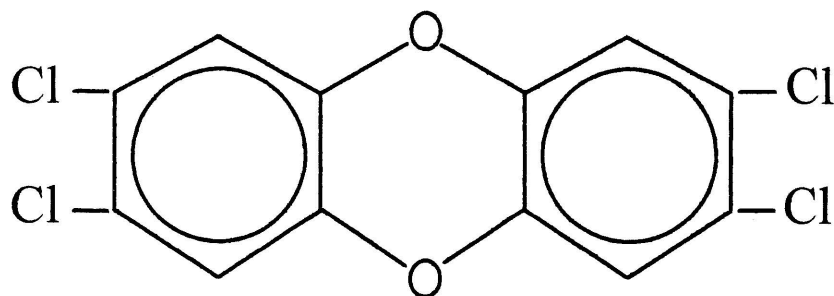
Composé organique	Québec	Connecticut	Parkdale
DDPC	32	3,5	4
DFPC	3,2	0,34	0
BPC	45	270	360
HAP	1 660	4 640	7
CB	72	5,9	20
CP	1 570	452	20

ANNEXE G

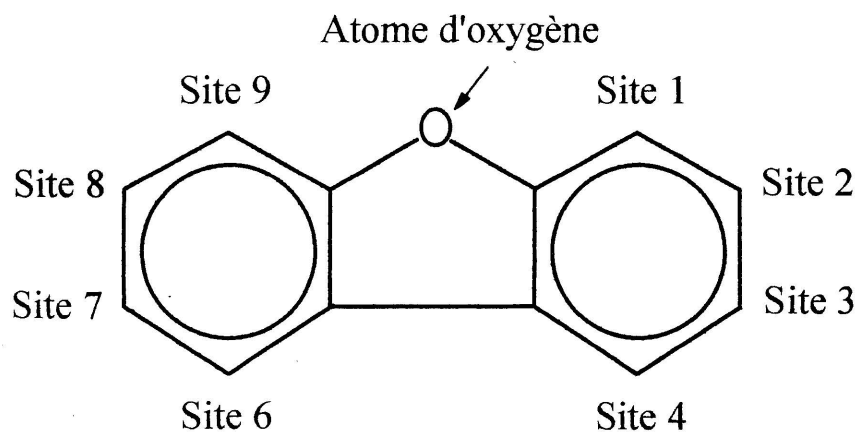
DDPC: Polychloro-dibenzo-p-dioxines



2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine



DFPC: Polychloro-dibenzo-furannes



Structure chimique des dioxines et furannes

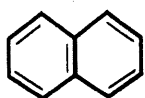
ANNEXE H

FACTEURS D'ÉQUIVALENCE DE TOXICITÉ POUR LES ISOMÈRES SPÉCIFIQUES DES
DDPC ET DFPC

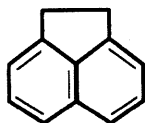
Source: CCME [1988]

Homologue	Positions des ions chlorés	Facteurs d'équivalences
T ₄ CDD	2, 3, 7, 8	1
P ₅ CDD	1, 2, 3, 7, 8	0,5
H ₆ CDD	1, 2, 3, 4, 7, 8	0,1
	1, 2, 3, 6, 7, 8	0,1
	1, 2, 3, 7, 8, 9	0,1
H ₇ CDD	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8	0,01
O ₈ CDD	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9	0,001
T ₄ CDF	2, 3, 7, 8	0,1
P ₅ CDF	1, 2, 3, 7, 8	0,01
	2, 3, 4, 7, 8	0,5
H ₆ CDF	1, 2, 3, 4, 7, 8	0,1
	1, 2, 3, 7, 8, 9	0,1
	1, 2, 3, 6, 7, 8	0,1
	2, 3, 4, 6, 7, 8	0,1
H ₇ CDF	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8	0,01
	1, 2, 3, 4, 7, 8, 9	0,01
O ₈ CDF	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9	0,001

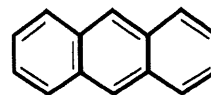
ANNEXE I



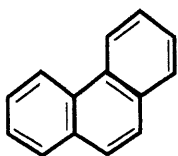
Naphthalène



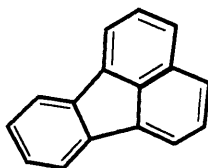
Acénaphthène



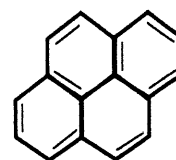
Anthracène



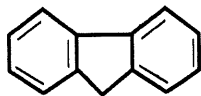
Phénanthrène



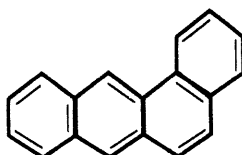
Fluoranthène



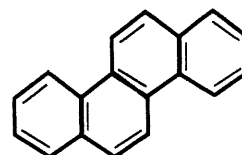
Pyrène



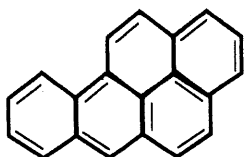
Fluorène



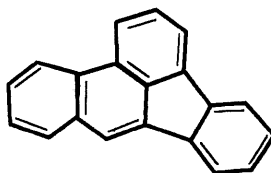
Benzo(a)anthracène



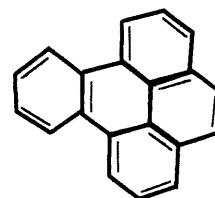
Chrysène



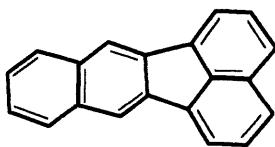
Benzo(a)pyrène



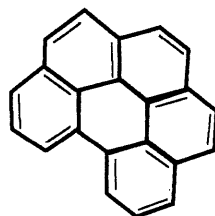
Benzo(b)fluoranthène



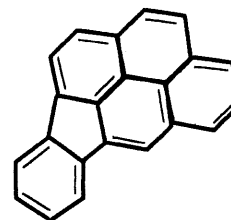
Benzo(e)pyrène



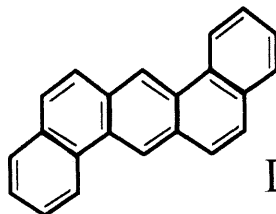
Benzo(k)fluoranthène



Benzo(ghi)pérylène



Indeno(123cd)pyrène



Dibenzo(ah)anthracène

Structure chimique de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques

BIBLIOGRAPHIE

- ABBEY, D.E., HWANG, B.L., BURCHETTE, R.J., VANCUREN, T., MILLS, P.K. (1995) *Estimated long-term ambient concentrations of PM₁₀ and development of respiratory symptoms in a nonsmoking population*, Archives of Environmental Health, vol.: 50, pp: 139-151.
- AGERSNAP, T. (1992) *Consensus conferences for technological assessment*, The 3rd European congress on technology assessment, Copenhagen, pp. 45-53.
- ALDRICH, T., GRIFFITH, J., MEYER, R. (1993) *Environmental Epidemiology and Risk Assessment*, Van Nostrand Reinhold, New York.
- ANDERSEN, I.E. (1995) *Feasibility study on new awareness initiatives - Studying the possibilities to implement consensus conferences and scenario workshops*, Copenhagen, 9 p.
- ANONYME (1996) *Rapport final du comité de la conférence de consensus*, présenté à la Ville de Sherbrooke et à l'Université de Sherbrooke (STOPER) le 29 avril 1996. Disponible sur demande au secrétariat de la Ville de Sherbrooke, 555, Grandes Fourches, Sherbrooke, Qué., Canada, J1H 5G7, 12 p.
- BHATTACHERJEE, J.W. (1986) *Effect of cadmium and zinc on microbial adhesion, growth and metal uptake*, Bulletin of Environmental Contamination Toxicology, vol.: 36, pp.396-400.
- BILODEAU, J.F. (1991) *Modélisation numérique de la gazéification de la biomasse en lit fluidisé*, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 139 p.
- BOECKH. M. (1993) *Advances in catalytic waste gas purification*, VDI News-Environment, No.1
- BOUCHARD, B. (1993) *Émanations atmosphériques provenant d'une usine de préservation du bois et analyse de risques associés aux émanations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques*, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 91 p.
- BOURDEAU, R. (30 mars 1996) *Saga financière de Conporec: Provigo fait partie de la solution*, Les Affaires, p. 13.
- BOWMAN, J.T., CROWDER, J.W. (1984) *Discrepancies in annual concentrations between long-term and short-term modeling techniques*, Journal of the Air Pollution Control Association, vol. 34, No., 8, pp. 846-849
- BRIEF, F. (1995) *Public committee to discuss waste management options for Metro*, Toronto, 2 p.

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- BRUNNER, C.R. (1991) *Handbook of incineration systems*, Mc Graw-Hill, Virginie, 445 p.
- BUREAU DE NORMALISATION DU QUÉBEC (1995) *Norme préliminaire - Amendements organiques - compost*, Québec, 13 p.
- CHEREMISINOFF, P.N. (1989) *Encyclopedia of environmental control technology - Thermal treatment of hazardous wastes*, Texas, 827 p.
- CHIRAS, D.D. (1986) *Environmental science - Action for a sustainable future*, The Benjamin / Cumming Publishing Company, Californie, 611 p.
- CHOI, E.J., TOSCANO, D.G., RYAN, J.A., RIEDEL, N., TOSCANO, W.A. (1991) *Dioxin inducestransforming growth factor- α in human keratinocytes*, The Journal of Biological Chemistry, vol.: **266**, pp. 9591-9597.
- CHORNET, E., RACINE, L., ANSSEAU, C., DE WALS, P. (1994) *STOPER: a transdisciplinary model of ecosystem management at the regional level*, Cahier STOPER 1, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 14 p.
- CHRISTIE, N.T., TUMMOLO, D.M., KLEIN, C.B., ROSSMAN, T.G. (1992) *Role of Ni(II) in mutation, Nickel and human health*, John Wiley & Sons, pp. 305-315.
- CIAMBRONE (1996) *Waste minimzation as a strategic weapon*, CRC Lewis Publishers, Californie, 262 p.
- COLLARD (1995) *Le «Search Conference»*, Collard & Associés, 1 p.
- COMITÉ DE SANTÉ ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CSE) (1993) *Mieux vivre avec non déchets - La gestion des déchets municipaux et la santé publique*, Comité de santé environnementale du Québec, Québec, 138 p.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT (CCME) (1988), *Directives canadiennes sur le fonctionnement des incinérateurs de déchets urbains solides et sur les émissions*, CCME, Ottawa, 55 p.
- CORBITT, R.A. (1989) *Standard Handbook of Environmental Engineering*, Mc Graw-Hill, New York, 990 p.
- COSINUKE, W. (1994) *Advanced projects management*, American Institute of Chemical Engineers, New York, 275 p.
- COTHERN, C.R. (1996) *Handbook for environmental risk decision making - Values, perceptions & ethics*, CRC Presss, Washington, 408 p.

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- COVELLO, V.T. (1989) *Informing people about risks from chemicals, radiation and others toxic substances: A review of obstacles to public understanding and effective risk communication*, Prospects and problems in risk communication, University of Waterloo Press, Waterloo, pp. 1-49.
- DAVID, F. (avril 1996) *Sondage Léger et Léger - Personnellement, sentez-vous que votre opinion a beaucoup, assez ou pas du tout d'influence sur les décisions prises par les élus municipaux, provinciaux et fédéraux?*, Affaires Plus, p. 70.
- DAWSON, G.W., MERCER, B.W. (1986) *Hazardous waste management*, John Wiley & Sons, New York, 532 p.
- DE CONINCK, P., SÉGUIN, M., LARAMÉE, L., ABATZOGLOU, N., TWIZEYEMARIYA, A., DUFOUR, S., POIRIER, N., LOIGNON, L., CHORNET, E., RACINE, L. (1996a) *Guide sur le programme des 3R-C (Réduction, Réutilisation, Recyclage, Compostage) à Sherbrooke*, STOPER, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 58 p.
- DE CONINCK, P., CHORNET, E., RACINE, L., ABATZOGLOU, N., SÉGUIN, M., TWIZEYEMARIYA, A., LARAMÉE, L., TREMBLAY, T. (1996b) *Rapport de l'atelier de travail «Envirosite» tenu le vendredi 10 novembre 1995 à Sherbrooke*, STOPER, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 23 p.
- DE SMET, M. (11 novembre 1996) *L'industrie de la récupération - recyclage: le point d'équilibre est à l'horizon*, Les Affaires, p. 31.
- DE WALS, P., CARRIER, G., JACQUES, L., POIRIER, A., TREMBLAY, C. (1996) *Problématiques de santé environnementale*, Notes de cours, Université de Sherbrooke, Sherbrooke
- DIAZ, L.F., SAVAGE, G.M., EGGERTH, L.L., GOLUEKE, C.G. (1993) *Composting and recycling municipal solid waste*, Lewis Publishers, Californie, 296, p.
- DUFOUR, S., GIGUÈRE, E. (1996) *Analyse des comportements écologiques des ménages en Estrie/Montérégie: résultats du sondage sur les ménages en 1994*, Séminaire interdisciplinaire en environnement (STOPER), Sherbrooke.
- ELLEFSEN, J. (1993) *Revue de littérature et proposition d'un modèle d'analyse en communication du risque environnemental*, Essai de Maîtrise en aménagement du territoire et développement régional, Université Laval, Laval, 62 p.
- ENVIRONMENT COUNCIL OF ALBERTA (1994) *Our forgotten resource - The common sense approach*, Environment council of Alberta, Alberta, 86 p.

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- ENVIRONNEMENT CANADA, ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994) *Le programme national d'essais et d'évaluation des incinérateurs: caractérisation environnementale d'une technologie d'incinération de combustibles dérivé de déchets: Installation Mid-Connecticut, Hartford*, Ministre des travaux publics et services gouvernementaux Canada, Ottawa, 51 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1988) *Le programme national d'essais et d'évaluation des incinérateurs: évaluation des émissions à l'incinérateur de déchets non conditionnés de la ville de Québec*, Ministre des approvisionnements et services Canada, Ottawa, 59 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1985) *Le programme national d'essais et d'évaluation des incinérateurs. Sommaire des essais à l'incinérateur à combustion à deux étapes de Parkdale, Île-du-Prince-Édouard*, Ministre des approvisionnements et services Canada, Ottawa, 88 p.
- FOUHY, K. (1996) *New Payback for environmental commitment*, Chemical Engineering, vol. 49.
- FREEMAN, H.M. (1990) *Hazardous waste minimization*, Mc Graw-Hill Publishing Company, New York, 343 p.
- GETZ, N.P. (1994) *How does waste-to-energy "stack" up?*, Journal of Air & Waste Management Association, vol. 44, pp. 1309-1312
- GLYSSON, E.A., (1989) *Solid Waste, Standard Handbook of Environmental Engineering*, Mc Graw Hill, pp. 8-1..8-193.
- GRIMA, A.P. (1989) *Improving risk information transfer: instrumental and integrative approaches*, Prospects and problems in risk communication, University of Waterloo Press, Waterloo, pp. 117-134.
- GUNN, A.S., VESILIND, P.A. (1987) *Environmental ethics for engineers*, Lewis Publishers, Caroline du Nord, 153 p.
- GUPTA, B.P., SHEPHERD, P.B., FRIEDRICH, S. (1993) *Managing research for better MSW management*, Solid Waste & Power, pp. 55..59.
- HARRISON, F.L. (1992) *Advanced project management - A structured approach*, John Wiley & Sons, New York, 308 p.
- HAUNG, R.T. (1993) *The practical handbook of compost engineering*, Lewis Publishers, Floride, 717 p.
- HIGGINS, T.E. (1991) *Hazardous waste minimization handbook*, Lewis Publishers, Michigan, pp. 1-30

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- HOBSON, L.B. (1984) *Human effects of TCDD exposure*, Bulletin of environmental contamination and toxicology, vol. **33**, pp. 696-701.
- KATSIFIS, S.P., KINNEY, P.L., HOSSELET, S., BURNS, F.J., CHRISTIE, N.T. (1996) *Interaction of nickel with mutagens in the induction of sister chromatid exchanges in human lymphocytes*, Environmental Mutagenesis, vol.: **359**, pp. 7-15.
- KHAN, M.R., DAUGHERTY, K.E. (1991) *Clean energy from waste and coal*, American Chemical Society, New York, pp. 1-13.
- KIMBROUGH, R.D. (1984) *The epidemiology and toxicology of TCDD*, Bull. Environ. Contam. Toxicology, vol.: **33**, pp. 636-647.
- KNUTSEN, A.P. (1984) *Immunologic effects of TCDD exposure in humans*, Bulletin of environmental contamination and toxicology, vol. **33**, pp. 673-681.
- LABORDA, R., DIAZ-MAYANS, J., NUNEZ, A. (1986) *Nephrotoxic and hepatotoxic effects of chromium compounds in rats*, Bulletin on Environmental Contamination Toxicology, vol.: **36**, pp. 332-336.
- LAGADEC, P. (octobre 1989) *Les crises post-accidentelles et leur gestion - Anatomie d'une crise; repères de l'action; questions en suspens*, Managing environmental risks, A&WMA International, Québec, p. 208-224.
- LARAMÉE, L. (1994a) *La gestion du risque environnemental*, Cahier STOPER 4, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 69 p.
- LARAMÉE, L. (1994b) *Épuration des particules fines émises lors de la conversion thermique de résidus et de biomasses*, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 181 p.
- LAVE, L.B., UPTON, A.C. (1987) *Toxic chemicals, health, and the environment*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 304 p.
- LEWIS, R.J. (1991) *Carcinogenically active chemicals - A reference guide*, Van Nostrand Reinhold, New York, 1153 p.
- LUND, H.F. (1993) *The McGraw-Hill recycling handbook*, McGraw-Hill, New York, 890 p.
- MAC KENZIE, D. (1989) *"How to use science and influence people"*, New Scientist, vol. **122**, pp. 69-70
- MARTEL, A. (1993) *Pour assurer l'avenir de la collecte sélective*, Collecte sélective Québec, Québec, vol. **4**, No, 2., 8 p.

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- MARTIN, M.W., SCHINZINGER, R. (1983) *Ethics in engineering*, McGraw Hill, CaliforniE
- MISRA, V., PANDEY, S.D., VISWANATHAN, P.N. (1991) *Retardation of biodegradation of benzene by sublethal concentration of mercuric chloride*, Bulletin on Environmental Contamination Toxicology, vol.: 47, pp. 561-564.
- MORAZAIN, J. a (novembre 1996) *La compétition contre nature*, Plan, pp. 23-24.
- MORAZAIN, J. b (novembre 1996) *Les promesses non tenues*, Plan, pp. 25-28.
- MORIARTY, F. (1988) *Ecotoxicology - The study of pollutants in ecosystems*, Academic Press, Suisse, 289 p.
- NEY, R.E. (1990) *Where did that chemical go? - A practical guide to chemical fate and transport in the environment*, Van Nostrand Reinhold, New York, 192 p.
- NICKLIN, S., NIELSEN, G.D. (1992) *Nickel and the immune system: current concepts*, Nickel and human health, John Wiley & Sons, pp. 239-255.
- NIEBOER, E., SNAFORD, W.E., STACE, B.C. (1992) *Absorption, distribution and excretion of nickel*, Nickel and human health, John Wiley & Sons, pp. 49-66.
- O'KEEFE, P.W., HILKER, D.R., SMITH, R.M., ALDOUS, K.M., DONNELLY, R.J., LONG, D., POPE, D.H. (1986) *Nonaccumulation of chlorinated Dioxines and Furans by goldfish exposed to contaminated sediment and flyash*, Bulletin of environmental contamination and toxicology, vol. 36, pp. 452-459.
- PAPINEAU, J.M. (novembre 1996) *À bout de souffle - À l'aube de l'an 2000, les ingénieurs se sentent débordés, bousculés, coincés. Et face à l'avenir, pessimistes et désarmés*. Plan, pp. 9-12.
- PARKER, C., ROBERTS, T. (1985) *Energy from waste: an evaluation of conversion technologies*, Elsevier applied science publishers, London, 217 p.
- PORTER, J.W. (1996) *National recycling goal met, but...*, AIChExtra, p. 12
- RACINE, L. (1996) *Les principes d'une gestion démocratique du processus d'aide à la décision*, Colloque STOPER - Les déchets et la qualité de vie, Université de Sherbrooke, Orford.
- ROBINSON, W.D. (1986) *The solid waste handbook*, John Wiley & Sons, Inc., 811 p.
- ROCHE (1985) *Étude de la quantité et de la composition des déchets municipaux québécois et développement d'un modèle prévisionnel*, Roche, Québec, 91 p.

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- SAMIULLAH, Y. (1990) *Prediction of the environmental fate of chemicals*, Elsevier Applied Science, London, 285 p.
- SCHAUB, J.H., PAVLOVIC, K. (1983) *Engineering professionalism and ethics*, John Wiley & Sons, Floride, 559 p.
- SCHWARTZ, J., DOCKERY, D.W., NEAS, L.M. (1996) *Is daily mortality associated specifically with fine particulates*, Journal of the Air & Waste Management Association, pp. 927-939.
- SCLOVE, D. (1995) *Citizen-based technology assessment? An update on consensus conference en Europe*, 10 p.
- SELDNER, B.J., COTHREL, J.P. (1994) *Environmental decision making for engineering and business managers*, McGraw-Hill, Californie, 277 p.
- SENGE, P.M. *The fifth discipline - The art & practice of the learning organization*, pp. 238-249
- SERRENER CONSULTATION INC. (1991) *Plan directeur de gestion intégrée des déchets de la ville de Sherbrooke - Rapport de caractérisation des déchets commerciaux et industriels*, Serrener Consultation Inc., Sherbrooke, 25 p.
- SHI, Z.C. (1992) *Long-term effects of exposure to low concentrations of nickel carbonyl on workers' health*, Nickel and human health, John Wiley & Sons, pp. 273-279.
- SLOVIC, P. (1986) *Informing and Educating the Public about Risk*, Risk Analysis, vol. 6, No. 4, pp. 403-415.
- SUTER, G.W. (1993) *Ecological risk assessment*, Lewis, Michigan, 538 p.
- TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. (1993) *Integrated solid waste management*, McGraw-Hill, 785 p.
- TOPPING, I. (1994) *UK National consensus conference on plant biotechnology*, Londres, 7p.
- VILLE DE SHERBROOKE - SERVICE DE LA PLANIFICATION ET DES TRAVAUX PUBLICS (1993) *Plan directeur de la gestion intégrée des déchets municipaux de la ville de Sherbrooke*, Sherbrooke, 20 p.
- WARD, D.V. (1978) *Biological environmental impact studies theory and methods*, Academic Press, Colombie Britannique, 157 p.

BIBLIOGRAPHIE (suite)

- WOLFF, G.T. (1996) *The scientific basis for a particulate matter standard*, Environmental Management, pp. 26-31.
- WU, L., WHITLOCK, J.P. (1992) *Mechanism of dioxin action: Ah receptor-mediated increase in promoter accessibility in vivo*, Proc. National Academic Science, vol.: 89, pp. 4811-4815.
- ZIRM, K.L., MAYER, J. (1990) *The management of hazardous substances in the environment*, International Society for Environmental Protection, London, 200 p.